

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS – SP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA
AMBIENTAL**

ALESSANDRO MINILLO

**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**

TESE APRESENTADA À ESCOLA DE
ENGENHARIA DE SÃO CARLOS, DA
UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, COMO
PARTE DOS REQUISITOS PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL

**ORIENTADOR: PROF. DR. EVALDO LUIZ
GAETA ESPÍNDOLA**

**SÃO CARLOS – SP
2005**

*A água não é somente uma herança dos nossos predecessores.
ela é sobretudo um empréstimo aos nossos sucessores.
Sua proteção constitui uma necessidade vital, assim como uma
obrigação moral do Homem para com as gerações presentes e futuras.*

Declaração Universal dos Direitos da Água
(HISTOIRE DE L'EAU, GEORGE IFRAH, PARIS, 1992)

Ao meu pai *JOÃO MINILLO NETTO* (em memória), pelos seus ensinamentos de caráter e de simplicidade para enfrentar a vida sem medo de acreditar nos sonhos.

À minha querida mãe *IVONE RAMOS MINILLO*, por sempre acreditar nos meus ideais, me ensinando a lutar e que sempre me acolheu em todos os momentos.

A *CARMEN FARIAS*, minha companheira, amiga de todas as nossas histórias, alegrias, tristezas, dificuldades e sonhos compartilhados.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola, pela orientação, amizade e sugestões que muito contribuíram para a concretização e desenvolvimento deste trabalho.

Ao Professor Dr. João Sarkis Yunes, pela co-orientação, colaboração, confiança e amizade que, nos anos de convivência, muito me ensinou, contribuindo para meu crescimento científico e intelectual.

À Professora Dra. Odete Rocha, pela atenção, colaboração, disponibilização de equipamentos e laboratório para a execução deste trabalho, além da sua singular solidariedade.

À banca examinadora pelas arguições e sugestões que muito contribuíram na finalização deste trabalho.

Ao mano Mario, sua esposa Rosana e familiares que nos abrigaram em sua casa (Araras - SP), durante os meses de expectativa e tentativas de admissão no curso de doutorado da USP.

Aos amigos de infância e de pescarias Zé, Ruy, Mazinho e a todos os seus familiares, pela amizade sincera e pelas boas histórias que vivemos.

Aos técnicos de pesquisa do CRHEA, em especial aos irmãos Marcelo Menezes Nogueira e Amândio Menezes Nogueira, pela colaboração nas atividades de coleta e análises, além dos bons momentos de convívio, pescarias, prosas e “causos” compartilhados.

A toda equipe da Unidade de Pesquisa em Cianobactérias, pela colaboração nas análises, pelo acolhimento, especialmente aos colegas Alexandre, Gilmar, Wilson, Luciano, Eder, Patrícia, Nérile, Priscila, Ligia e Janaina.

Às colegas do CRHEA, Luci, Suze, Janete, Adriana, Nagui, Dulce, Érica, Andréia, Fernanda, Mariana, Clarice, Evelin, Sabrina e Gisele pelos bons momentos de descontração e de trabalho.

Aos colegas do CRHEA, Baptista, Ricardo Reis, Ricardo Braga, Mauro e Achilles e Abílio pela amizade e convivência em São Carlos.

Aos funcionários do CRHEA e amigos Matheus e América Jacinto, pela generosidade e conselhos dados durante o convívio, que me valeram para encarar a vida de uma forma melhor, vencendo as dificuldades.

À amiga Márcia Eller e familiares, pelos bons e agradáveis momentos no CRHEA, além das boas e inesquecíveis discussões sobre a vida, filosofia, religião e trabalho.

Aos casais de amigos Carol e Mauricio, Ricardo e Wilma, Regis e Liege, Roberto e Marci, Felipe e Débora, Carmen Lucia e Marcelo, Rosa e Fabiano, Juliana e Caio, Rinaldo e Julia, Domingos e Elaine, com os quais compartilhamos bons momentos durante nossa estadia em São Carlos.

Aos colegas do DEBE - USFCar, José Valdecir, Alcides, Airton, Edna, Mariana, Luiz, Paulo, Magno, Kátia, Rafael, Daniel, Patrícia, Cristiano, Evandro, Renata, Roberta, Ana Lucia, Fernanda, Denise, Zezé, Rosana, Elisa, pelos bons momentos na hora do café e nas festas de final de ano.

À família Terroni, em especial a Julio, Jéferson, Jorge, José Terroni e Carlos A. Fauvel, pela gentileza no auxílio e disponibilização de equipamentos que foram imprescindíveis na execução e realização deste trabalho.

Aos funcionários da coordenação da pós-graduação e do CRHEA, em especial à bibliotecária Mara por toda sua presteza, simpatia e boa vontade no desempenho do seu trabalho.

Aos bibliotecários da Biblioteca da Física e Central da EESC, em especial à Elena, por toda a ajuda prestada na finalização deste trabalho.

A todos os professores do curso de pós-graduação que contribuíram para a elaboração deste trabalho.

Ao Professor Dr. Sérgio Espínola e aos técnicos João e Marcelo do Laboratório de Eletroquímica do Instituto de Química da USP (São Carlos) pela disponibilização do laboratório e equipamentos que permitiram a execução deste trabalho.

Ao Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), pela disponibilização dos dados meteorológicos que viabilizaram a realização deste trabalho.

A AES – Tietê / SA e a CESP, pela disponibilização dos dados de vazões 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 doutorado.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado e ao MMA – Projeto Probio, que garantiram a viabilidade de algumas das etapas de coleta deste trabalho.

RESUMO

Minillo, A. (2005). 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. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2005.

Os reservatórios no Brasil, especialmente no Estado de São Paulo, são importantes ecossistemas que foram construídos nos últimos 40 anos. Alguns destes reservatórios, principalmente os do sistema em cascata do Médio e Baixo rio Tietê, encontram-se em estado eutrófico. Florações de cianobactérias são freqüentemente relacionadas a estas condições eutróficas, o que compromete os usos múltiplos destes reservatórios, implicando em riscos à saúde humana e à biota aquática. Os objetivos deste estudo foram investigar a ocorrência, distribuição e freqüência de florações de cianobactérias nestes reservatórios, assim como quantificar as concentrações das cianotoxinas e a toxicidade destas florações, relacionando-as às parâmetros físicos e químicos no ambiente que, eventualmente, atuam como indutores da dominância das cianobactérias. Amostras (10 L) com florações de cianobactérias foram coletadas à montante e próximo dos seis reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê (Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos), entre novembro/2002 e outubro/2003. Alíquotas (100 mL) dessas amostras foram coletadas e preservadas (formalina 4 %) para identificação e quantificação em laboratório. O material restante foi congelado e liofilizado para identificação e quantificação de cianotoxinas, e para testes ecotoxicológicos. Variáveis físicas e químicas da água foram tomadas nos locais de amostragem, e amostras complementares de água foram coletadas com bomba de sucção integrando toda a coluna d'água. Nestas amostras, foram efetuadas análises de nutrientes totais e dissolvidos, clorofila-a e composição da comunidade fitoplanctônica. Os testes de toxicidade de diferentes concentrações de extratos de cianobactérias (liofilizados) foram realizados por exposição de neonatos de *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia*, *Ceriodaphnia silvestrii* (48h), e por injeções intraperitoniais em camundongos *Swiss albino* (24h). Os resultados demonstraram que a classe Chlorophyceae obteve a maior riqueza de espécies, enquanto que Cyanophyceae obteve a maior freqüência e densidade de organismos nas amostras analisadas. Cianobactérias tóxicas, principalmente dos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Raphidiopsis* e *Planktothrix* foram encontradas em todas as amostras coletadas. Cianotoxinas, como microcistinas, foram detectadas na maioria dos reservatórios com valores que variaram de 2,17 a 150 µg/L. Contudo, toxinas paralisantes, como saxitoxinas, foram encontradas em alguns reservatórios, com valores máximos variando de 4,53 a 6,93 µg eq. STX/L. Todas as amostras testadas apresentaram toxicidade,

com variações de CE_{50-48h} nos microcrustáceos, de 0,10 a 1,32 mg/mL (p.s.) para *Daphnia similis*, 0,2 a 1,70 mg/mL (p.s.) para *Ceriodaphnia dubia* e 0,09 a 1,20 mg/mL (p.s.) para *Ceriodaphnia silvestrii*. Com relação aos testes realizados com camundongos *Swiss albino*, a DL_{50-24h} variou de 48 a 904 mg/kg (p.s.). Embora tenha sido demonstrada a redução gradativa da concentração de nutrientes ao longo do rio, principalmente de fósforo e nitrogênio (total e dissolvido), indicando a capacidade depurativa dos sistemas ao longo da seqüência de reservatórios em cascata, o presente estudo demonstrou que ainda assim há manutenção de condições favoráveis para o desenvolvimento de florescimentos de cianobactérias tóxicas em todos os reservatórios. Os resultados demonstraram que o processo de eutrofização contínua e a presença de florações de cianobactérias tóxicas nos reservatórios podem representar riscos potenciais à biota aquática ou às populações humanas que utilizam essas águas para fins diversos. Esta situação representa um desafio no manejo desse sistema em cascata, segundo as características operacional do sistema, tais como o tempo de residência da água e outros fatores a serem considerados nestas construções.

Palavras-chave: Fitoplâncton, Cianobactérias, Cianotoxinas, Ecotoxicologia, Reservatórios, rio Tietê

ABSTRACT

MINILLO, A. (2005) Analysis of distribution, density and toxicity of cyanobacterial blooms and its toxins in the reservoirs of Middle and Low Tietê river (SP) and relation with limnological characteristics of this system. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2005.

Reservoirs in Brazil, particularly in São Paulo State, are important ecosystems which were built up successively in the last 40 years. Some of these reservoirs, mainly at the Middle and the Low Tietê river cascade system are eutrophic. Frequently cyanobacterial blooms are related to these eutrophic conditions which compromise the multiple use of the reservoir, implicating risk to human health and aquatic biota. This study aims to investigate occurrence, distribution and frequency of cyanobacterial blooms in these reservoirs, just as quantify cyanotoxin concentrations, and toxicity of these blooms, relating with physical and chemical environmental parameters as inductors of the dominant of cyanobacteria. Samples (10 L) of cyanobacterial blooms were collected near to the six reservoirs of the Middle and Low Tietê River (Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava and Três Irmãos), between November/2002 and October/2003. Samples of cyanobacterial blooms were taking from each reservoir with plankton net (20 µm). Aliquot (100 mL) of samples were collected and preserved (formalin 4 %) for laboratory identification and quantification. The material remaining were frozen and lyophilized for determination and quantification of cyanotoxins, and for ecotoxicological tests. The water physical and chemical variables were evaluated in situ, as well as complementary water samples were collected with a water-pump integrating all the water column to analysis of total and dissolved nutrients, chlorophyll-*a* and the composition phytoplankton community. The tests of toxicity of different concentrations of cyanobacterial extracts (lyophilized) were carried out by exposition of neonates of *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Ceriodaphnia silvestrii* (48h), and intraperitoneal injection in *Swiss albino* mice (24h). The results demonstrate that the Chlorophyceae class had the higher richness of species, while Cyanophyceae had the higher frequency and density of organisms in analysed samples. Toxic cyanobacteria, mainly of genera *Microcystis*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Raphidiopsis* and *Planktothrix*, were found in all samples collected. Cyanotoxins, mainly microcystins, were detected in the majority of reservoirs which values were between 2.17 and 150 µg/L. However, paralytic toxins, such as saxitoxins, were found in some reservoirs, which maximum values ranged from 4.53 to 6.93 µg eq. STX/L. All tested samples were toxic, with range of CE_{50-48h} in the microcrustaceans, from 0.10 - 1.32 mg/mL (d.w.) to *Daphnia similis*, from 0.2 - 1.70 mg/mL (d.w.) to *Ceriodaphnia dubia* and from 0.09 -

1.20 mg/mL (d.w.) to *Ceriodaphnia silvestrii*. With respect to Swiss albino mice test, DL₅₀-24h varied from 48 - 904 mg/kg (d.w.). Although was demonstrated gradual reduction of nutrients downstream, mainly phosphorus and nitrogen (total and dissolved), indicating the depurative capacity of cascade reservoirs sequence, the present study still has demonstrated the maintenance of favorable conditions to development of toxic cyanobacterial blooms in all the reservoirs. Results demonstrate that the continuous eutrophication process and toxic cyanobacterial blooms in these reservoirs could represent a potential risk to the aquatic biota and human populations who use these waters for multiple purposes. This situation represents a challenge in the management of cascade system, according to reservoirs operational system, such as water residence time and other factors which should be considered in these constructions.

Word-key: Phytoplankton, Cyanobacteria, Cyanotoxins, Ecotoxicology, Reservoirs, Tietê river

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.. Estrutura da microcistina. Fonte: Adaptada de Chorus & Bartram (1999).....	38
Figura 2. Estrutura da cilindrospermopsina.....	40
Figura 3. Estrutura química das principais neurotoxinas.. ..	42
Figura 4. Distribuição das sub-bacias integrantes da bacia hidrográfica do rio Tietê.	50
Figura 5. Mapa do Estado de São Paulo e reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, com destaque dos pontos de coleta do presente estudo.....	51
Figura 6. Reservatório de Barra Bonita.....	52
Figura 7. Reservatório de Bariri.:	53
Figura 8. Reservatório de Ibitinga.	54
Figura 9. Reservatório de Promissão.....	55
Figura 10. Reservatório de Nova Avanhandava.	56
Figura 11. Reservatório de Três Irmãos.....	58
Figura 12. Valores mensais de precipitação pluviométrica acumulada (mm) durante o estudo e média histórica nas estações medidoras de Jaú, Araçatuba e Auriflama.	74
Figura 13. Valores dos perfis de temperatura (máximas e mínimas) durante o período de estudo nas estações medidoras de Jaú, Araçatuba e Auriflama.	74
Figura 14. Valores de velocidade do vento (km/h) obtidos nas estações meteorológicas localizadas na área de abrangência e no período de estudo.....	75
Figura 15. Valores de vazão (m ³ /s) e tempo de residência da água (dias) nos reservatórios de Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.....	77
Figura 16. Perfis de pH e condutividade (µS/cm) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.	79
Figura 17. Perfis de pH e condutividade (µS/cm) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.	80
Figura 18. Perfis de pH e condutividade (µS/cm) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.....	81
Figura 19. Perfis de pH e condutividade (µS/cm) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.....	82
Figura 20. Perfis de pH e condutividade (µS/cm) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.....	83
Figura 21. Perfis de pH e condutividade (µS/cm) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.	84
Figura 22. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura (°C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.....	86
Figura 23. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura (°C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.....	87

Figura 24. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura ($^{\circ}$ C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.....	88
Figura 25. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura ($^{\circ}$ C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.....	89
Figura 26. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura ($^{\circ}$ C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.....	90
Figura 27. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura ($^{\circ}$ C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.....	91
Figura 28. Variações das concentrações de material em suspensão total (mg/L) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	92
Figura 29. Variações das contribuições das frações orgânicas e inorgânicas para a composição do material em suspensão total nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	94
Figura 30. Profundidade (Prof), transparência (Transp) e limite da zona eufótica (Z euf) entre os reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.....	95
Figura 31. Variações das concentrações de nitrito (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	97
Figura 32. Variações das concentrações de nitrato (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	98
Figura 33. Variações das concentrações do íon amônio (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	98
Figura 34. Variações das concentrações de nitrogênio orgânico total (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	99
Figura 35. Variações das concentrações de fósforo total (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	100
Figura 36. Variações das concentrações de fosfato total dissolvido (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	101
Figura 37. Variações das concentrações de fosfato inorgânico dissolvido (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	101
Figura 38. Variações das concentrações de silicatos (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	102
Figura 39. Relação entre as variações das razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	104
Figura 40. Concentrações de clorofila a e feofitina (μ g/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período.....	106
Figura 41. Valores dos índices de estado trófico para Secchi obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	108

Figura 42. Valores dos índices de estado trófico para clorofila-a obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	109
Figura 43. Valores dos índices de estado trófico para fósforo total obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo	109
Figura 44. Valores dos índices de estado trófico para fosfato inorgânico obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	110
Figura 45. Valores dos índices de estado trófico médio obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	110
Figura 46. Abundância relativa e variação temporal das classes de fitoplâncton encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê durante o estudo.....	113
Figura 47. Densidade das classes fitoplanctônicas (org./L) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.	117
Figura 48. Abundância relativa das classes fitoplanctônicas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.durante o estudo.....	119
Figura 49. Densidade e distribuição das formas coloniais e filamentosas de cianobactérias (org./L) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	125
Figura 50. Riqueza de táxons fitoplanctônicos registrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante os meses de coleta do estudo.....	126
Figura 51. Variação no número de táxons entre as classes fitoplanctônicas ao longo dos meses de estudo nos reservatório do Médio e Baixo rio Tietê	127
Figura 52. Variação dos valores do Índice de Diversidade (bits/indivíduos) para a comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do rio Tietê durante o período de estudo.....	128
Figura 53. Diversidade e riqueza de espécies nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo	129
Figura 54. Variação dos valores de Uniformidade da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.....	130
Figura 55. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.....	132
Figura 56. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em fevereiro de 2003.....	133
Figura 57. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em abril de 2003.	133
Figura 58. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em junho de 2003	134
Figura 59. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em agosto de 2003.	134

Figura 60. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em outubro de 2003.....	135
Figura 61. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.	138
Figura 62. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.	139
Figura 63. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.	139
Figura 64. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.	140
Figura 65. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.	140
Figura 66. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.	141
Figura 67. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.	143
Figura 68. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.	144
Figura 69. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.	144
Figura 70. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.	145
Figura 71. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.	145
Figura 72. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.....	146
Figura 73. Distribuição e densidade das formas de cianobactérias (coloniais - filamentosas / L) presentes nos florescimento nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.	147
Figura 74. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.....	149
Figura 75. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.....	150
Figura 76. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.....	150
Figura 77. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.....	151

Figura 78. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.....	151
Figura 79. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.....	152
Figura 80. Concentrações de microcistinas totais ($\mu\text{g/L}$) detectadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	153
Figura 81. Cromatograma (CLAE) da amostra coletada no reservatório de Nova Avanhandava (novembro/2002), com a detecção das saxitoxinas (STX) e neosaxitoxinas (NEO).....	154
Figura 82. Cromatograma (CLAE) da amostra coletada no reservatório de Nova Avanhandava (novembro/2002), com a detecção das variantes das goniatoxinas.	154
Figura 83. Concentrações de PSTs ($\mu\text{g eq. SXT/L}$) detectadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	155
Figura 84. Relação entre as concentrações de microcistinas totais ($\mu\text{g/L}$) e a densidade de cianobactérias (cél/mL) nos reservatórios do Sistema Tietê durante o período de estudo....	157
Figura 85. Relação entre as concentrações de PSTs ($\mu\text{g eq. SXT/L}$) e a densidade de cianobactérias (cél/mL) nos reservatórios do Sistema Tietê durante o período de estudo....	158
Figura 86. Quadro dos efeitos tóxicos observados nos biensaios com camundongos <i>Swiss albino</i> expostas aos extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	159
Figura 87. Valores das doses letais ($DL_{50} - 24 \text{ h}$) em <i>Swiss albino</i> com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	160
Figura 88. Valores das concentrações letais ($CL_{50} - 48 \text{ h}$) em <i>Daphnia similis</i> com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo	162
Figura 89. Valores das concentrações letais ($CL_{50} - 48 \text{ h}$) em <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	163
Figura 90. Valores das concentrações letais ($CL_{50} - 48 \text{ h}$) em <i>Ceriodaphnia dubia</i> com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	164
Figura 91. Coleta de amostra no reservatório de Barra Bonita (novembro/2002) em locais com florações de cianobactérias à montante (a) e utilização destas águas para pesca na região à jusante do reservatório (b).	228
Figura 92. Coleta das natas de floração de cianobactérias (a) e utilização desta área para atividades de recreação e lazer (b) no reservatório de Nova Avanhandava (novembro/2002).....	228

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características morfométricas do reservatório de Barra Bonita.....	53
Tabela 2. Características morfométricas do reservatório de Bariri.	54
Tabela 3. Características morfométricas do reservatório de Ibitinga.	55
Tabela 4. Características morfométricas do reservatório de Promissão.....	56
Tabela 5. Características morfométricas do reservatório de Nova Avanhandava.	57
Tabela 6. Características morfométricas do reservatório de Três Irmãos.	58
Tabela 7. Metodologia de análise dos nutrientes considerados no presente estudo.....	60
Tabela 8. Valores de precipitação acumulada entre as estações medidoras nas cidades de Jaú, Araçatuba e Aurifloma durante o período de estudo.....	294
Tabela 9. Valores de temperatura do ar (máxima e mínima) entre as estações medidoras nas cidades de Jaú, Araçatuba e Aurifloma durante o período de estudo.....	294
Tabela 10. Valores da velocidade do vento (km/h) entre as estações medidoras nas cidades de Jaú, Araçatuba e Aurifloma durante o período de estudo.....	294
Tabela 11. Valores mensais de vazão defluente e tempo de residência da água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, entre 2002 e 2003.....	295
Tabela 12. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em novembro de 2002.	297
Tabela 13. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em fevereiro de 2003.	297
Tabela 14. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em abril de 2003.....	298
Tabela 15. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em junho de 2003.....	298
Tabela 16. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em agosto de 2003.....	299
Tabela 17. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em outubro de 2003.	299
Tabela 18. Concentrações do material em suspensão (total, orgânico e inorgânico) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.....	300
Tabela 19. Valores de profundidade (m), transparência (Secchi) e limite de zona eufótica (Zeuf) na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	300

Tabela 20. Concentrações de nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio orgânico total, fósforo total, fosfato total dissolvido, fósforo inorgânico e silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.	301
Tabela 21. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.....	301
Tabela 22. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.....	302
Tabela 23. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.....	302
Tabela 24. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.....	303
Tabela 25. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.	303
Tabela 26. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.....	304
Tabela 27. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.....	304
Tabela 28. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.....	304
Tabela 29. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.....	305
Tabela 30. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.....	305
Tabela 31. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.	305
Tabela 32. Concentrações de clorofila a e feofitina ($\mu\text{g/L}$), obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	306
Tabela 33. Valores do Índice de estado trófico para o secchi (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.....	307
Tabela 34. Valores do Índice de estado trófico para a clorofila a (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.....	307

Tabela 35. Valores do Índice de estado trófico para o fósforo total (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.....	307
Tabela 36. Valores do Índice de estado trófico para o fosfato inorgânico dissolvido (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	308
Tabela 37. Valores do Índice de estado trófico médio (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.....	308
Tabela 38. Total de táxons inventariados em cada classe taxonômica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	309
Tabela 39. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.....	309
Tabela 40. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.....	310
Tabela 41. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.....	310
Tabela 42. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.....	311
Tabela 43. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.....	311
Tabela 44. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.	312
Tabela 45. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em novembro de 2002.....	312
Tabela 46. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em fevereiro de 2003.....	313
Tabela 47. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em abril de 2003.....	313
Tabela 48. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em junho de 2003.....	314
Tabela 49. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em agosto de 2003.....	314
Tabela 50. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em outubro de 2003.	315
Tabela 51. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em novembro de 2002.	315
Tabela 52. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em fevereiro de 2003.	316

Tabela 53. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em abril de 2003.....	316
Tabela 54. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em junho de 2003.....	317
Tabela 55. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em agosto de 2003.....	317
Tabela 56. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em outubro de 2003.	318
Tabela 57. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.....	319
Tabela 58. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.....	320
Tabela 59. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.....	322
Tabela 60. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.....	323
Tabela 61. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.....	324
Tabela 62. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.....	326
Tabela 63. Densidade e distribuição das formas coloniais e filamentosas (col - fil./ L) da classe Cyanophyceae nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.	328
Tabela 64. Riqueza de espécies fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	329
Tabela 65. Riqueza de espécies entre as classes fitoplanctônicas presentes nos reservatórios do Sistema Tietê durante os meses de estudo.	329
Tabela 66. Valores do índice de diversidade (Bits/ind.) obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	330
Tabela 67. Valores do Índice de Uniformidade obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.	330
Tabela 68. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.	331
Tabela 69. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.	331

Tabela 70. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.	332
Tabela 71. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.	332
Tabela 72. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.	333
Tabela 73. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.	333
Tabela 74. Resultados da análise de componentes principais nos meses de novembro/2002, fevereiro/2003 e abril/2003 nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.	334
Tabela 75. Resultados da análise de componentes principais nos meses de junho/2003, agosto/2003 e outubro/2003 nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.	334
Tabela 76. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002	335
Tabela 77. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.	335
Tabela 78. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.....	336
Tabela 79. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.....	336
Tabela 80. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.....	337
Tabela 81. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.	337
Tabela 82. Densidade e distribuição das formas coloniais e filamentosas (col - fil./ L) de cianobactérias nas florações nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	338
Tabela 83. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.....	339
Tabela 84. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.....	339
Tabela 85. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.	339

Tabela 86. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.	340
Tabela 87. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.	340
Tabela 88. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.	340
Tabela 89. Concentrações de microcistinas totais ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	341
Tabela 90. Concentrações das toxinas paralisantes ($\mu\text{g eq SXT/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	341
Tabela 91. Concentrações de saxitoxinas ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	341
Tabela 92. Concentrações de neosaxitoxinas ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	342
Tabela 93. Concentrações de goniautoxinas GTX - 1 ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	342
Tabela 94. Concentrações de goniautoxinas GTX - 2 ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	342
Tabela 95. Concentrações de goniautoxinas GTX - 3 ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	343
Tabela 96. Concentrações de goniautoxinas GTX - 4 ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.	343
Tabela 97. Análise de correlação entre as cianotoxinas (Microcistinas e PSTs) detectadas e a densidade dos gêneros de cianobactérias (<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> e <i>Cylindrospermopsis</i>) produtoras dessas toxinas durante o período de estudo.	343
Tabela 98. Valores das doses letais ($\text{DL}_{50} - 24 \text{ h}$) em <i>Swiss albino</i> com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.	344
Tabela 99. Valores das concentrações letais ($\text{CL}_{50} - 48 \text{ h}$) e desvio padrão em <i>Daphnia similis</i> com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.	344
Tabela 100. Carta controle de sensibilidade para <i>Daphnia similis</i> utilizada nos testes ecotoxicológicos, segundo intervalo de confiança de 95%, com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (mg/L) como substância de referência.	345
Tabela 101. Valores das concentrações letais ($\text{CL}_{50} - 48 \text{ h}$) e desvio padrão em <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.	345

Tabela 102. Carta controle de sensibilidade para <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> utilizada nos testes ecotoxicológicos, segundo intervalo de confiança de 95%, com NaCl (mg/L) como substância de referência.	346
Tabela 103. Valores das concentrações letais (CL ₅₀ – 48 h) e desvio padrão em <i>Ceriodaphnia dubia</i> com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.....	346
Tabela 104. Carta controle de sensibilidade para <i>Ceriodaphnia dubia</i> utilizada nos testes ecotoxicológicos, segundo intervalo de confiança de 95%, com NaCl (mg/L) como substância de referência.	347

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	26
1.1	Revisão bibliográfica	28
1.1.1	Reservatórios em cascata e impactos da eutrofização	28
1.1.2	Cianobactérias	30
1.1.3	Diversidade morfológica das cianobactérias	31
1.1.4	Versatilidade ecológica das cianobactérias	32
1.1.5	Florações tóxicas de cianobactérias	33
1.1.6	Ocorrência de florações de cianobactérias no Brasil	33
1.1.7	Florações de cianobactérias no Estado de São Paulo	35
1.1.8	Cianotoxinas	36
1.1.8.1	Hepatotoxinas	37
1.1.8.1.1	Microcistinas e nodularinas	37
1.1.8.1.2	Cilindrospermopsina	39
1.1.8.2	Neurotoxinas	40
1.1.8.2.1	Anatoxina-a e homoanatoxina-a	40
1.1.8.2.2	Anatoxina-a(s)	41
1.1.8.2.3	Saxitoxinas	41
1.1.9	Avaliação da toxicidade e detecção de cianotoxinas	42
1.1.10	Evidências de intoxicações ocasionadas pelas cianotoxinas	44
1.1.11	Padrões e limites de cianotoxinas na água	45
1.1.12	Efeitos tóxicos das cianotoxinas sobre organismos zooplanctônicos	46
1.1.13	Ecotoxicologia e organismos-teste	47
2	OBJETIVO GERAL	49
2.1	Objetivos Específicos	49
3	MATERIAL E MÉTODOS	50
3.1	Caracterização da área estudo	50
3.1.1	Reservatório de Barra Bonita	52
3.1.2	Reservatório de Bariri	53
3.1.3	Reservatório de Ibitinga	54
3.1.4	Reservatório de Promissão	55
3.1.5	Reservatório de Nova Avanhandava	56
3.1.6	Reservatório de Três Irmãos	57
3.2	Variáveis Climatológicas	58
3.3	Fatores abióticos	59
3.3.1	Vazão e tempo de residência da água	59
3.3.2	Coleta	59
3.3.3	Temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e pH	59
3.3.4	Transparência da água	60
3.3.5	Material em suspensão	60
3.3.6	Nutrientes	60
3.4	Fatores Bióticos	61
3.4.1	Clorofila a e Feofitina	61
3.4.2	Coleta dos organismos fitoplanctônicos nos reservatórios do sistema Tietê	61
3.4.3	Coleta das florações de cianobactérias nos reservatórios do sistema Tietê	62
3.4.4	Análise qualitativa e quantitativa dos grupos fitoplanctônicos	62
3.5	Índices biológicos calculados	63
3.6	Índices de estado trófico (IET)	64

3.7	Testes Toxicológicos com Florações de Cianobactérias	65
3.7.1	Teste de toxicidade aguda com amostras coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê	65
3.7.1.1	Teste toxicológico com camundongos <i>Swiss albino</i>	66
3.7.1.2	Teste toxicológico com microcrustáceos	66
3.7.1.2.1	Preparo dos extratos algais liofilizados de cianobactérias para os testes ecotoxicológicos	66
3.7.1.2.2	Delineamento dos testes de toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	67
3.7.1.2.3	Manutenção das culturas de microcrustáceos	67
3.7.1.2.4	Controle de qualidade dos organismos-teste	69
3.7.1.3	Análise de cianotoxinas em florações de cianobactérias presentes nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê	70
3.7.1.3.1	Quantificação de hepatotoxinas com o imunoenensaio para microcistinas	70
3.7.1.3.2	Quantificação de neurotoxinas (saxitoxinas, neosaxitoxinas e goniautoxinas) em cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE)	70
3.8	Análise dos Resultados	71
4	RESULTADOS	73
4.1	Variáveis Climatológicas	73
4.1.1	Precipitação pluviométrica	73
4.1.2	Temperatura do ar	74
4.1.3	Velocidade do vento	75
4.2	Variáveis Hidrológicas	75
4.2.1	Valores de vazão defluente e tempo de residência da água nos reservatórios do Sistema Tietê	75
4.3	Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas (Clorofila a) da Água	78
4.3.1	pH e Condutividade elétrica da água nos Reservatórios do Sistema Tietê	78
4.3.2	Oxigênio dissolvido e temperatura na coluna d'água nos reservatórios do Sistema Tietê	85
4.3.3	Concentração de material em suspensão na água dos reservatórios do Sistema Tietê	92
4.3.4	Limite da zona eufótica nos reservatórios do Sistema Tietê	95
4.3.5	Concentrações de nutrientes nos reservatórios do Sistema Tietê	96
4.3.5.1	Formas nitrogenadas	96
4.3.5.2	Formas fosfatadas	99
4.3.5.3	Silicatos	101
4.3.6	Análise entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Sistema Tietê	102
4.3.7	Concentrações de clorofila-a e feofitina nos reservatórios do Sistema Tietê	105
4.3.8	Índice de estado trófico nos reservatórios do Sistema Tietê	107
4.4	Composição, Distribuição Temporal e Densidade da Comunidade Fitoplanctônica nos Reservatórios do Sistema Tietê	111
4.4.1	Composição da Comunidade Fitoplanctônica nos reservatórios do Sistema Tietê	111
4.4.2	Distribuição temporal das classes fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê	111
4.4.3	Densidade das classes fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê	115
4.4.4	Abundância Relativa das Classes Fitoplanctônicas nos Reservatórios do Sistema Tietê	118
4.4.5	Distribuição e densidade dos táxons fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê	120
4.4.6	Densidade e distribuição espacial das formas coloniais e filamentosas de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê	124

4.4.7	Riqueza, diversidade e uniformidades das comunidades fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê.....	126
4.4.7.1	Riqueza.....	126
4.4.7.2	Diversidade.....	128
4.4.7.3	Uniformidade.....	130
4.5	Análise numérica dos dados obtidos.....	131
4.5.1	Análise de similaridade da composição do fitoplâncton.....	131
4.5.2	Análise de Componentes Principais (ACP).....	135
4.5.3	Análise de agrupamento entre os componentes principais.....	137
4.6	Florações de Cianobactérias nos Reservatórios do Rio Tietê.....	141
4.6.1	Composição, distribuição e densidade das espécies de cianobactérias nos florescimentos nos reservatórios do Sistema Tietê.....	141
4.6.2	Distribuição espacial e temporal entre as formas coloniais e filamentosas de cianobactérias durante florações nos reservatórios do Sistema Tietê.....	146
4.6.3	Densidade (células/mL) das espécies de cianobactérias nas florações nos reservatórios do Sistema Tietê.....	148
4.7	Avaliação Ecotoxicológica.....	152
4.7.1	Cianotoxinas presentes nas florações de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê.....	152
4.7.1.1	Microcistinas detectadas nas florações de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê.....	152
4.7.1.2	Neurotoxinas detectadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE).....	153
4.7.1.2.1	Toxinas paralisantes (PSTs) nos reservatórios do Sistema Tietê.....	155
4.8	Relação entre cianotoxinas e densidade das florações de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê.....	156
4.9	Bioensaios de toxicidade.....	159
4.9.1	Bioensaios toxicológicos com camundongos.....	159
4.9.2	Bioensaios de toxicidade com microcrustáceos.....	161
5	DISCUSSÃO.....	165
5.1	Limnologia dos reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê: uma abordagem físicas, químicas e biológica.....	165
5.2	Valores de Clorofila a nos Reservatórios do rio Tietê.....	189
5.3	Avaliação do estado trófico da água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal.....	191
5.4	Composição, distribuição e densidade da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.....	195
5.5	Análise da riqueza, diversidade e similaridade da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.....	205
5.6	Densidade das florações de cianobactérias nos reservatórios do rio Tietê e recomendações segundo as Normas da OMS e Portaria 518 no país.....	223
5.7	Detecção de cianotoxinas nos reservatórios do Sistema Tietê.....	231
5.8	Microcistinas nos reservatórios do rio Tietê.....	232
5.9	Saxitoxinas nos reservatórios do rio Tietê.....	235
5.10	Associação entre a densidade cianobactérias (células/L) e a concentração de cianotoxinas.....	237
5.11	Valores limites de cianotoxinas na água para consumo humano.....	239

5.12	Avaliação toxicológica das florações de cianobactérias dos reservatórios do sistema Tietê.....	241
5.12.1	Testes toxicológicos com camundongos.....	241
5.12.2	Testes ecotoxicológicos com microcrustáceos.....	246
6	CONCLUSÕES	256
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	258
	ANEXOS	293
	APÊNDICES.....	348

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial, seja como componente bioquímico do seres vivos, como meio de vida de várias espécies vegetais e animais, como elemento representante de valores sociais e culturais e até como fator de produção de vários bens de consumo final e intermediário. Embora tenha sido sempre tratada pelo homem como um recurso natural inesgotável, hoje é séria a ameaça do fim deste recurso, em razão de seu crescente consumo com o aumento das atividades industriais e da população mundial. Um dos grandes desafios da humanidade neste século será, sem dúvida, o controle da qualidade da água para o abastecimento público.

Os relatórios *Global Environment Outlook 2000* e *2003*, do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, indicaram que a falta de água será um grave problema em 2025 (RIBEIRO, 2000). Já o *The United Nations World Water Development Report*, resultado da participação conjunta de 23 agências da ONU, apresentado em Kyoto, Japão, em 2003, apontou que faltará água para cerca de 2 bilhões de pessoas, na visão otimista, e para cerca de 7 bilhões, no cenário pessimista, em 2025. Dessa maneira, é essencial a realização de estudos que visem garantir a preservação dos mananciais ainda disponíveis, bem como a recuperação daqueles já impactos pela poluição, de modo a evitar um futuro colapso no suprimento de água para o consumo humano.

Com base nestes valores apresentados, é consensual observar que o aumento da eutrofização em ambientes aquáticos (lagos, rios e reservatórios) tem se tornado problemática freqüente em muitas regiões do país, principalmente em razão do enriquecimento por nutrientes como nitrogênio e fósforo. Em consequência deste efeito de deterioração dos corpos hídricos, tem sido constatado o aumento na proliferação de algas e, em certos casos, a predominância de cianobactérias tóxicas, acarretando riscos potenciais para a saúde de animais e humana.

O Brasil possui um expressivo número de reservatórios, a maioria destes localizados na região Sudeste. Construídos no último século, estes reservatórios contribuíram acentuadamente para a geração de energia hidroelétrica, visto que é grande a quantidade de rios com elevado potencial para este aproveitamento. Em termos mundiais, as usinas hidroelétricas são responsáveis por 25% da geração de energia, enquanto que no país este percentual atingiu 97% nos últimos anos (KELMAN, 1999). Contudo, outros usos de importância econômica e social vêm sendo aplicados a estas construções, destacando-se o fornecimento de água para abastecimento, irrigação de culturas, lazer, recreação, piscicultura, transporte, processamento de manufaturados entre outros.

Nas últimas décadas, muitos reservatórios no Brasil vêm sofrendo freqüentes descargas de despejos domésticos e industriais, principalmente nas regiões próximas aos grandes aglomerados urbanos. Nas demais regiões, o intenso desmatamento, associado à prática de monoculturas,

como a cana-de-açúcar e a soja, tem favorecido o carreamento de solos para o interior dos corpos d'água, juntamente com uma série de subprodutos oriundos de atividades agropecuárias. Em detrimento destas alterações, tem-se verificado o aumento da poluição orgânica, implicando no aumento da eutrofização e na toxicidade dos reservatórios.

No mundo inteiro, a tentativa de reduzir e minimizar a eutrofização e seus efeitos nos ecossistemas impactados tornou-se um dos maiores desafios dos órgãos ambientais, companhias de saneamento, institutos de pesquisas e universidades (IETC, 2001). O processo de eutrofização cultural ocorre como resultado do aumento de nutrientes, da atividade biológica (produtividade), da matéria orgânica e de sedimentos da bacia de drenagem (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 1992). O aumento da produtividade, causado pelo excesso de cargas orgânicas, pode resultar no declínio da qualidade da água e este é o aspecto da "superprodução" que caracteriza a eutrofização (PAYNE, 1986).

O Estado de São Paulo destaca-se, entre outros fatores, pela quantidade, distribuição e disposição geográfica de reservatórios construídos ao longo do tempo em todo seu território. Entretanto, alguns destes reservatórios, em especial os do sistema em cascata do Médio e Baixo rio Tietê, encontram-se em contínuo processo de eutrofização (TUNDISI *et al.*, 1988; BARBOSA *et al.*, 1999), sendo freqüentes as florações de cianobactérias (SANDES, 1990, 1998; JATI, 1998; SANTOS e CALIJURI, 1998), o que compromete o uso múltiplo deste recurso, tendo em vista as sérias implicações à saúde humana e aos organismos aquáticos.

Várias espécies de cianobactérias, que formam florações em ambientes aquáticos eutrofizados, produzem uma grande variedade de compostos tóxicos, incluindo principalmente as hepatotoxinas e as neurotoxinas. Estes compostos bioativos, também conhecidos como cianotoxinas, provocam uma série de efeitos tóxicos em mamíferos e animais aquáticos, quando expostos àqueles no ambiente natural, bem como durante ensaios toxicológicos.

A aplicação dos testes toxicológicos com animais, a exemplo dos bioensaios com camundongos, microcrustáceos e anticorpos, complementados com métodos químicos e bioquímicos específicos (ELISA ou CLAE) para a detecção das cianotoxinas, possibilitam a aquisição de importantes informações sobre a potencialidade tóxica das cianobactérias, sejam estas provindas de amostras coletadas em ambiente natural ou mesmo cultivadas em laboratório. O uso das duas técnicas, as análises químicas e a avaliação da toxicidade em bioensaios, possibilita uma melhor avaliação qualitativa e quantitativa dos efeitos tóxicos promovidos sobre uma determinada amostra ou cepa cultivada, favorecendo assim um melhor entendimento do impacto no ambiente natural e dos possíveis mecanismos e regulação da toxicidade.

A eutrofização nos ecossistemas aquáticos desencadeia uma série de outros efeitos indesejáveis, que em sua maioria resultam em mudanças na qualidade da água, incluindo a depleção de oxigênio dissolvido, as perdas na biodiversidade aquática, perda das qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes e o aumento na formação de macrófitas aquáticas (TUNDISI

e MATSUMURA-TUNDISI, 1992). Estudos realizados nos reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê têm demonstrado que a eutrofização, nestes ambientes, tem promovido mudanças na composição e distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica, com dominância principalmente de classes fitoplanctônicas mais bem adaptadas às condições de eutrofia das águas, o grupo das cianobactérias (LIMA, 2004).

Uma série de estudos realizados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê tem demonstrando o aumento na incidência de florescimentos algais, em especial de cianobactérias, com elevada prevalência na distribuição espacial entre as formas potencialmente tóxicas deste grupo fitoplanctônico. Representantes deste grupo, como *Microcystis sp* e *Anabaena sp* são descritos com ampla dominância, principalmente nos reservatórios do Médio rio Tietê (Barra Bonita e Bariri), enquanto que gêneros como *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis* têm apresentado aumento na sua frequência, com maiores incidências principalmente nos últimos reservatórios do Sistema Tietê, como nos reservatórios de Nova Avanhandava e Três Irmãos (BARBOSA *et al.*, 1999; LIMA, 2004).

A presença das florações de cianobactérias nos reservatórios em cascata do rio Tietê é problemática, visto o seu efeito na deterioração da qualidade da água (CARMICHAEL, 1992), causando a depleção de oxigênio, mortalidade de peixes e de outros animais, tanto silvestres quanto domésticos e o risco de ingestão de toxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999; CODD, 2000; CHORUS, 2001a).

As cianobactérias tóxicas são responsáveis pela maioria dos casos de intoxicações envolvendo ficotoxinas de águas doces ou marinhas (CARMICHAEL, 1992). As intoxicações em humanos podem ocorrer pelo contato com a água contendo células tóxicas, pelo consumo de peixes de locais contaminados e/ou pela contaminação de reservatórios de abastecimento público. Relatos de intoxicações de populações humanas pelo consumo de água contaminada por toxinas de cianobactérias já foram descritas na Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (CHORUS e BARTRAM, 1999; FALCONER, 1999; CODD, 2000).

1.1 Revisão bibliográfica

1.1.1 Reservatórios em cascata e impactos da eutrofização

A construção de reservatórios artificiais para diversos fins é uma das mais antigas e importantes intervenções humanas nos ecossistemas naturais. A interferência drástica, ocasionada no fluxo natural dos rios pela ação antrópica, tem promovido inúmeros problemas, como alterações nos sistemas biológicos, atmosféricos, hidrológicos e sociais nas regiões onde são construídos os reservatórios artificiais (TUNDISI, 1986, 1988, 1999).

A superfície total de reservatórios construída no planeta é de aproximadamente 590.000 km², e o volume total ocupado por estes ambientes pode chegar a mais de 5.900 km³ (STRASKRABA *et al.*, 1993). No Brasil, a construção de grandes reservatórios, principalmente para fins de geração de energia elétrica e abastecimento público, atingiu seu máximo nas décadas de 1960 e 1970. No Estado de São Paulo, mais de 15.000 km² já foram inundados para a formação de reservatórios artificiais (TUNDISI, 1986).

Apesar da maioria dos reservatórios no Estado de São Paulo atender aos diversos fins (geração de energia elétrica, abastecimento, recreação, piscicultura e navegação), estes, como tantos outros corpos d'água, são utilizados também para a recepção de descargas de despejos domésticos, industriais e resíduos de atividades agrícolas. Desta forma, muitos reservatórios, especialmente no Estado de São Paulo, têm se mostrado sob intenso processo de alteração das suas características físicas, químicas e biológicas devido à eutrofização, aumento do material em suspensão e toxicidade (CALIJURI e TUNDISI, 1990).

Neste estudo, o sistema a ser abordado compreende a série de reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê. De acordo com Straskraba e Tundisi (1999), este sistema de cascata caracteriza-se pelo fato de que os efeitos em um reservatório à montante são transferidos para os demais, localizados à jusante. A qualidade da água de cada reservatório também vai depender da capacidade que um tem de influenciar o outro à jusante, sendo que o primeiro geralmente será mais eutrófico que os demais (MARGALEF, 1983). Além disso, as características morfológicas e hidrodinâmicas tanto dos reservatórios quanto do tipo de rio que liga ambos e o uso e ocupação da bacia hidrográfica se refletirão na dinâmica dos sistemas.

Para Straskraba e Tundisi (1999), a distância entre os reservatórios também é relevante. Desta forma, quando os reservatórios são próximos, os efeitos são mais significativos. Nesses sistemas em cascata, caso não existam novos focos de poluição ao longo do curso do rio, pode-se obter uma considerável melhoria na qualidade da água nos reservatórios à jusante.

Segundo Tundisi (1994), o sistema de reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê é resultado de um conceito de engenharia onde se considera como principal fator de interesse pelos recursos hídricos a quantidade de água e não a sua qualidade. Prova disto são os diversos fatores antropogênicos, como o crescimento desordenado dos grandes centros urbanos, aliado ao gerenciamento e utilização inadequados dos recursos hídricos, que têm ocasionado a deterioração destes ambientes, resultando no seu acelerado processo de eutrofização.

A eutrofização das águas interiores é considerada um dos graves problemas atuais em nível global, pois causa grandes impactos ecológicos negativos, de saúde pública e econômica, mediante a deterioração dos recursos hídricos. A eutrofização consiste em um fenômeno no qual ocorre o enriquecimento das águas por nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) em um grau que não pode ser compensado pela mineralização total, de modo que a decomposição do excesso de matéria orgânica produzida resulta na diminuição da concentração de oxigênio nas camadas

mais profundas do corpo d'água (MARGALEF, 1983).

O processo de eutrofização nos ecossistemas aquáticos pode desencadear uma série de efeitos indesejáveis, que em sua maioria resultam em mudanças na qualidade da água com: depleção de oxigênio dissolvido, perdas na biodiversidade aquática, perdas das qualidades cênicas, morte extensiva de peixes, aumento na formação de macrófitas aquáticas e na incidência de florações de microalgas e de cianobactérias (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 1992; TUNDISI, 1999).

Dentre os efeitos mais notórios e freqüentes decorrentes da eutrofização nos ambientes aquáticos, os florescimentos ou “florações” de populações algais, além da proliferação de macrófitas aquáticas, estão entre os mais prejudiciais aos corpos d'água interiores (CARMICHAEL, 1988). Dentre elas, a ocorrência de florações de cianobactérias tem demonstrado significativo efeito na deterioração da qualidade da água (PAERL e USTACH, 1982), principalmente pelo fato desse grupo incluir, em seus representantes, espécies produtoras de toxinas (CARMICHAEL e GORHAM, 1981).

O aumento nas recentes ocorrências de florações tóxicas de cianobactérias em todo o mundo tem motivado estudos para a melhor compreensão das suas estratégias reprodutivas (REYNOLDS *et al.*, 1980). Ao mesmo tempo, outros estudos são direcionados à elucidação das estruturas químicas das cianotoxinas (toxinas produzidas pelas cianobactérias) (RINEHART *et al.*, 1994), ao entendimento dos modos de ação destes metabólitos secundários (FALCONER e BUKLEY, 1989; REPAVICH *et al.*, 1990) e à semiologia (estudo dos sintomas e conseqüências) nos diversos organismos que habitam os corpos d'água e suas margens (CARMICHAEL e FALCONER, 1993; CODD, 1995).

1.1.2 Cianobactérias

As cianobactérias, anteriormente designadas cianofíceas ou algas azuis, são organismos procariontes fototróficos pertencentes à classe Cyanophyceae, filo Cyanophyta e reino Monera. Constituem um dos três maiores grupos de bactérias pigmentadas. Entretanto, diferem das outras formas pigmentadas por serem capazes de produzir oxigênio durante a fotossíntese (YOO *et al.*, 1995). Os ficologistas consideram as cianobactérias como sendo algas, devido a maior semelhança de seus pigmentos e mecanismos fotossintéticos com os das algas verdadeiras, do que com os das bactérias pigmentadas.

As cianobactérias são organismos microscópicos, podendo ser unicelulares, filamentosas ou coloniais, que apresentam características de algas (contêm clorofila-*a* e realizam fotossíntese aeróbica) e de bactérias (procariontas e possuem parede celular semelhante às das bactérias), altamente especializados para adaptação em diferentes ambientes (YOO *et al.*, 1995).

Estudos realizados com seus fósseis, identificados em sedimentos do início do período pré-

cambriano, há mais de 3,5 bilhões de anos, têm associado as cianobactérias à produção de matéria orgânica, considerando-as como os primeiros organismos a liberar oxigênio na atmosfera primitiva. Logo, as cianobactérias foram, muito provavelmente, responsáveis pela maior transformação evolutiva que precedeu o desenvolvimento do metabolismo aeróbico e subsequente surgimento das plantas superiores e animais, sendo essenciais para a formação da atual biosfera (SCHOPF, 1993).

A sua longa história evolucionária é considerada como uma das razões que explicam o sucesso das cianobactérias em muitos habitats, ocorrendo praticamente em todos os tipos de ecossistemas aquáticos, em locais tão extremos quanto as fontes termais e fissuras de rochas do Ártico (WHITTON e POTTS, 2000). Isto ocorre porque as cianobactérias desenvolveram estruturas e sistemas enzimáticos específicos que lhes conferem ampla capacidade de adaptação a diferentes ambientes. As diversidades genotípica e fenotípica do grupo permitiram o aparecimento de cianobactérias planctônicas, bentônicas, terrestres e até simbiotes com plantas e animais (WHITTON e POTTS, *op. cit.*). Normalmente, os locais com maior ocorrência de cianobactérias são os ambientes de águas doces naturais ou artificiais, mares e águas salobras (CARMICHAEL, 1994).

1.1.3 Diversidade morfológica das cianobactérias

As cianobactérias apresentam uma considerável diversidade morfológica, variando em tamanho e forma, desde indivíduos pequenos (0,5 a 100 μm) a grandes agregações de mais de 100 células. Sua morfologia básica pode variar de uma constituição unicelular colonial ou multicelular a uma forma filamentosa.

As formas unicelulares, como os representantes da ordem *Chroococcales*, possuem células esféricas, cilíndricas ou ovóides. As células podem permanecer isoladas ou agregadas em colônias regulares ou irregulares, cuja reprodução ocorre por divisão binária. A manutenção da estrutura colonial é auxiliada pela presença de exopolissacarídeos, como uma mucilagem e/ou bainha firme, secretada durante o crescimento da colônia (SIVONEN e JONES, 1999). A forma filamentosa é típica de um grande número de espécies de cianobactéria e, dependendo da espécie, pode crescer aderida, com filamentos livres (tricoma) ou formando uma camada com aspecto de uma malha entrelaçada, com filamentos variando de retilíneos a espirais (YOO *et al.*, 1995).

Em algumas espécies de cianobactérias, como as da ordem *nostocales*, podem existir formas especializadas de células no tricoma, conhecidas como heterocitos, que são diferenciadas e que permitem ao organismo fixar o nitrogênio atmosférico, as quais sobrepõem uma vantagem evolutiva sobre outras espécies não fixadoras. Elas convertem o nitrogênio diretamente em amônio e depois o utilizam nos processos metabólicos como fonte de energia. Outra estrutura morfológica

presente em algumas espécies e que confere uma vantagem evolutiva é o acineto, que se caracteriza como estrutura reprodutiva e de resistência quando o organismo fica no estado latente, permitindo a sobrevivência da cianobactéria em condições desfavoráveis (YOO *et al.*, 1995).

1.1.4 Versatilidade ecológica das cianobactérias

O grupo das cianobactérias exibe uma versatilidade fisiológica e uma ampla tolerância ecológica que contribuem para o seu sucesso competitivo e ocupação em diferentes ambientes aquáticos (HYENSTRAND *et al.*, 1998; HYENSTRAND, 1999; DOKULIL e TEUBNER, 2000). Características comuns desse grupo, como a capacidade de fixação de N₂ atmosférico ou assimilação de outras formas disponíveis de nitrogênio (como o amônio e nitrato), mixotrofia em condições de baixa luminosidade, presença de pigmentos acessórios (ficobiliproteínas) e de toxinas alelopáticas, são fatores que explicam a distribuição das cianobactérias em diversos biótopos aquáticos (interface água-ar, toda coluna d'água, sedimentos, sobre macrófitas aquáticas, etc) (ESTEVES, 1998; HYENSTRAND *et al.*, 1998; HYENSTRAND, 1999; DOKULIL e TEUBNER, 2000).

Algumas espécies podem apresentar uma vantagem ecológica no que diz respeito à regulação do seu posicionamento na coluna de água, visto que estas são dotadas de vacúolos de ar que lhes possibilitam a migração vertical para a superfície, a fim de otimizar a captação da luz para a fotossíntese (PAERL *et al.*, 1983).

De acordo com Paerl (1988), algumas cianobactérias possuem vários meios de utilização da matéria orgânica para satisfazer os requerimentos de energia, crescimento e produção de metabólitos. Diversos estudos sistemáticos e ecológicos têm relacionado a promoção do crescimento e dominância de cianobactérias com ambientes que apresentam enriquecimento de matéria orgânica. Águas eutróficas e hipertróficas, ricas em matéria orgânica dissolvida, são particularmente suscetíveis à floração de cianobactérias.

Conforme mencionado anteriormente, a disponibilidade de nutrientes na água é um fator crucial para o desenvolvimento das cianobactérias. Segundo Mur *et al.* (1999), as cianobactérias podem apresentar elevada afinidade por compostos de nitrogênio e de fósforo, favorecendo-as na competição com outros organismos fitoplanctônicos, quando sob limitação de nitrogênio e fósforo. Além disso, algumas espécies de cianobactérias possuem um mecanismo de estoque de fosfato ("luxury uptake"), que lhes permite armazenar fosfato suficiente para realizar de 3 a 4 divisões celulares: sendo assim, uma célula pode se multiplicar em 8 ou 16 células sem necessidade de assimilar mais fosfato, e a biomassa pode ser multiplicada por dez ou mais vezes, quando o fosfato dissolvido estiver completamente exaurido no meio (CHORUS e MUR, 1999; ISTVÁNOVICS *et al.*, 2000).

1.1.5 Florações tóxicas de cianobactérias

A dominância de um determinado organismo na comunidade fitoplanctônica está estritamente relacionada a um conjunto complexo de fatores físicos, químicos e biológicos os quais estão inter-relacionados (BOUVY *et al.*, 1999). Desse modo, a identificação de um fator ambiental específico que seja responsável pela formação da floração de cianobactérias é crucial na elaboração e adequação de medidas no controle e redução destes florescimentos.

Contudo, é sabido que as florações de cianobactérias são geralmente precedidas por enriquecimento de nutrientes no meio, que coincidem com alterações ambientais favoráveis tais como a estratificação na coluna d'água, aumento da temperatura d'água (25 a 30 °C), baixa relação nitrogênio/fósforo, vento fraco, pH neutro a alcalino e ausência de predadores (PAERL, 1988; REYNOLDS, 1998; MUR *et al.*, 1999). Ao mesmo tempo, a influência de fatores climáticos, como o vento e a intensidade luminosa, pode também modificar a estrutura fitoplanctônica (TÓTTH e PADISÁK, 1986; PAERL, 1988; TOWNSEND *et al.*, 1996).

Entre os diversos impactos das cianobactérias sobre a qualidade da água, destacam-se a produção de odores e sabores, bem como a sua interferência em certos processos de tratamento de água (YOO *et al.*, 1995). O grupo das cianobactérias está representado por cerca de 150 gêneros, com mais de 2.000 espécies identificadas (VAN DEN HOEK *et al.*, 1995). Deste número de representantes, cerca de 25 gêneros, com mais de 40 espécies, são descritos como produtores de cianotoxinas nocivas a animais e ao homem (CARMICHAEL, 1994; YOO *et al.*, 1995; SIVONEN e JONES, 1999), podendo este número estar subestimado mediante dificuldades relacionadas à identificação taxonômica destes organismos (CHORUS, 2001b; KOMÁREK, 2002).

As florações de cianobactérias nem sempre são compostas de espécies tóxicas (YOO *et al.*, 1995), contudo, estudos têm demonstrado que de 50 a 70% das florações de cianobactérias são constituídos por espécies tóxicas (SIVONEN *et al.*, 1990; VASCONCELOS, 1994; YOO *et al.*, 1995). A ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas não é um fenômeno local, regional ou específico de um só país, mas de proporções globais. A maioria dos corpos hídricos eutróficos ou hipertróficos, normalmente, favorece o desenvolvimento destes organismos (CHORUS e BARTRAM, 1999).

1.1.6 Ocorrência de florações de cianobactérias no Brasil

No Brasil, Branco (1959), já na década de 50, discorreu sobre a ocorrência de florações de algas tóxicas e o controle de toxinas em águas de abastecimento, descrevendo representantes do gênero *Microcystis* como sendo causadores de efeitos tóxicos em águas continentais. Florações desse gênero, em especial de *Microcystis aeruginosa*, têm sido descritas em diferentes reservatórios lacustres (ZAGATTO e ARAGÃO, 1992; AZEVEDO *et al.*, 1994; TALAMONI, 1995; NOGUEIRA, 1996; NOBRE, 1997; SANDES, 1998; JARDIM *et al.*, 1999; SANT'ANNA e

AZEVEDO, 2000; ZAGATTO, 2001; VIEIRA, 2002; COSTA, 2003) e em lagoas costeiras no país (YUNES *et al.*, 1996; 1998; MATTHIENSEN *et al.*, 1999; MINILLO *et al.*, 2000a; HUSZAR *et al.*, 2000; MATTHIENSEN e BARBOSAS, 2003).

Segundo Huszar e Silva (1999) e Huszar *et al.* (2000), o grupo das cianobactérias destaca-se expressivamente por sua dominância (biomassa e/ou densidade) em sistemas aquáticos naturais ou artificiais no Brasil. Em casos específicos, como em ambientes lênticos, 62% dos reservatórios e 42% dos lagos são dominados por cianobactérias (HUSZAR e SILVA, 1999). Este fato assume crescente relevância, uma vez que os estudos sobre toxinas produzidas por cianobactérias têm demonstrado, cada vez mais, o potencial tóxico de muitas de suas espécies no Brasil (AZEVEDO *et al.*, 1994; YUNES *et al.*, 1996; JOCHIMSEN *et al.*, 1998; POURIA *et al.*, 1998; LAGOS *et al.*, 1999; AZEVEDO *et al.*, 2002; VIEIRA *et al.*, 2003).

Estudos realizados em reservatórios brasileiros têm demonstrado que ambientes em condições de eutrofia e hipertrofia, com concentrações de P-total entre 50-660 µg/L; pH levemente elevado (7,0 a 9,0); baixa profundidade (entre 2,8 e 14 metros); temperatura da água relativamente alta (acima de 20 °C); razão N/P total entre 2 e 19 são ambientes adequados para a proliferação e manutenção dos florescimentos de cianobactérias (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000),

Inúmeros registros de florescimentos de cianobactérias têm sido realizados no país, sendo que uma expressiva parcela (>50%) tem reconhecido potencial tóxico (COSTA e AZEVEDO, 1994; YUNES *et al.*, 1996; 1998; MINILLO *et al.* 2000a; VIEIRA *et al.*, 2003). Para Sant'anna e Azevedo (2000) existem, no Brasil, cerca de 20 espécies de 14 gêneros de cianobactérias que são tóxicas, porém, em vários Estados brasileiros, principalmente aqueles situados nas regiões Norte, Nordeste e Centro Oeste, os dados continuam subestimados.

Azevedo *et al.* (1998) relatam que 82% das amostras isoladas de diferentes corpos de água do Brasil foram caracterizadas como tóxicas, quando testadas em bioensaios em camundongos, sendo que 9,7 % destas apresentaram ação neurotóxica e as demais, hepatotóxica.

Segundo Tsutsumi *et al.* (1998), a espécie *Microcystis aeruginosa* é reconhecida como a mais comum cianobactéria formadora de florações tóxicas em todo o mundo, provocando efeitos nocivos a animais e com potenciais riscos à saúde do homem. Para Sant'anna e Azevedo (2000), esta espécie apresenta, dentre as cianobactérias tóxicas, como sendo a de distribuição mais ampla no território nacional, sendo *Anabaena* o gênero com maior número de espécies potencialmente tóxicas (*A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides*).

Contudo, Padisák (1997), em um trabalho de revisão, alerta que *Cylindrospermopsis raciborskii* vem se tornando a mais notória cianobactéria no mundo, devido à sua capacidade de formar florações e aos seus elevados potenciais hepatotóxico e neurotóxico. Uma observação semelhante foi reportada por Amand (2002), ao verificar a proliferação e o domínio do gênero *Cylindrospermopsis* nos últimos 15 anos no continente norte americano, principalmente em lagos e reservatórios na região Norte e Oeste do país.

No Brasil, na última década, uma série de estudos tem reforçado esta tendência de grande aumento na ocorrência da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* em diferentes regiões do país (BRANCO e SENNA, 1994; SOUZA *et al.*, 1998; KOMÁRKOVA *et al.*, 1998; BOUVY *et al.*, 1999; JARDIM *et al.*, 1999; CONTE *et al.*, 2000, BRESSAN *et al.*, 2001; MOLICA *et al.*, 2002; COSTA, 2003; TUCCI e SANT'ANNA, 2003; MATTHIENSEN e BARBOSA, 2003; CUNHA, 2004).

1.1.7 Florações de cianobactérias no Estado de São Paulo

No Estado de São Paulo, um dos primeiros registros sobre florações tóxicas de cianobactérias data da década de 80 (CETESB, 1980). A partir desse período, inúmeros trabalhos relatam a presença e a eventual dominância desse grupo entre as comunidades fitoplanctônicas, em diferentes lagos e reservatórios (CALIJURI e TUNDISI, 1990, NOGUEIRA, 1997; SOUZA e CARVALHO, 1999; SANDES e TUNDISI, 2000, TUCCI e SANT'ANNA, 2003).

Estudos enfocando a presença e os efeitos tóxicos associados às florações de cianobactérias, no Estado de São Paulo, têm se concentrado principalmente nos mananciais e reservatórios de abastecimento público da capital e de cidades próximas (AZEVEDO *et al.*, 1994; ZAGATTO, 1995; NOBRE, 1997; LAGOS *et al.*, 1999; MARINO *et al.*, 2001; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2003), sendo ainda poucos os trabalhos que abordam lagos, rios e reservatórios localizados no interior do Estado (CETESB, 1980; NOBRE, 1997; PADISAK *et al.*, 2000; DEBERDT, 2002; AGUJARO e ISAAC, 2003; MINILLO *et al.*, 2004).

Estudos desenvolvidos nos reservatórios do Sistema Tietê, desde a década de 80, têm caracterizado estes sistemas como polimífticos, com gradientes verticais acentuados, relacionados com funções de forças climatológicas, hidrológicas e hidrodinâmicas, além da contribuição de material alóctone da bacia de drenagem (fonte difusa) e de material proveniente da região metropolitana de São Paulo, através do rio Tietê (BARBOSA *et al.*, 1999).

Para Pereira (2003) e Lima (2004), a fragmentação do percurso natural do rio Tietê, com a seqüência de reservatórios em cascata, produz significativas mudanças na qualidade da água e na composição e estrutura das comunidades, quando se compara os reservatórios entre si. Contudo, nestes mesmos reservatórios tem-se verificado o intenso processo de eutrofização, ocasionado pelo desenvolvimento agrícola regional e pelo aumento de resíduos domésticos e industriais da grande São Paulo, bem como das cidades e indústrias da região (SANDES, 1990; COSTA e ESPÍNDOLA, 2000; FRACÁCIO, 2001).

Representantes do grupo das cianobactérias, em especial *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena spiroides*, contribuem significativamente com os altos valores das densidades populacionais em ambientes de reservatório no sistema Tietê (SANDES, 1990; ESPÍNDOLA, 1994; BARBOSA *et al.*, 1999; SANDES e TUNDISI, 2000). Espíndola (1994), por exemplo, avaliando a relação fitoplâncton e zooplâncton no reservatório de Barra Bonita durante um período anual

(1992), mencionou a existência de dois períodos bem distintos de florescimentos de cianobactérias: um no verão, caracterizado pelo gênero *Microcystis* e outro no inverno, revelando à maior abundância do gênero *Anabaena*, o que também foi confirmado por Jati (1998), para o mesmo reservatório em 1993.

Sandes (1990) e Sandes e Tundisi (2000) discorreram sobre massivos florescimentos de cianobactérias, especialmente do gênero *Microcystis*, em reservatórios no sistema Tietê (Represas de Bariri e Barra Bonita), os quais estariam diretamente associados aos altos níveis de fósforo disponíveis na coluna d'água, velocidade e direção dos ventos, alta temperatura e elevado tempo de residência da água.

Para Tundisi (1999), os reservatórios em cascata do Médio rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga) apresentam-se em acelerado processo de eutrofização em função, principalmente, do aporte contínuo de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, os quais favorecem o aparecimento das florações de cianobactérias e o desenvolvimento de grandes bancos de macrófitas aquáticas.

Avaliações realizadas por Barbosa *et al.* (1999), após uma breve incursão nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, demonstram que a presença e disposição desses reservatórios em cascata promovem consideráveis mudanças na qualidade da água, na composição e estrutura das comunidades de fitoplâncton. Estes autores inferem que esse sistema em cascata desempenha um importante papel como agente de armazenamento, principalmente os primeiros reservatórios, o que promove uma melhor qualidade da água nos reservatórios subseqüentes.

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, como o gênero *Microcystis*, nos reservatórios do Médio rio Tietê, enquanto que as formas filamentosas como os gêneros *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis*, apresentaram suas maiores incidências nos reservatórios do Baixo rio Tietê. A presença desses táxons nos reservatórios do rio Tietê representa riscos potenciais à saúde humana, visto que estão descritos na literatura como potencialmente produtores de toxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

1.1.8 Cianotoxinas

As cianotoxinas são produtos do metabolismo secundário de cianobactérias, constituindo um grande grupo de toxinas naturais, podendo apresentar estrutura química e propriedades toxicológicas diversas (SIVONEN e JONES, 1999). São definidas como endotoxinas, podendo ser produzidas em todos os estágios do crescimento da célula e somente liberadas quando ocorre o rompimento desta célula; sendo então diluídas na água, onde podem persistir por dias a várias semanas, dependendo de condições específicas do meio como pH e temperatura da água,

principalmente (KOTAK *et al.*, 1995; CHORUS e BARTRAM, 1999, ZURAWELL *et al.*, 2005).

Algumas dúvidas ainda persistem em relação à possível vantagem adaptativa na produção de cianotoxinas pelas cianobactérias. A hipótese mais aceita é a de que estes compostos tóxicos tenham função de defesa, como a dos anti-herbívoros produzidos por algumas plantas, que inibem a ação de predadores ou de algas competidoras (CARMICHAEL, 1992).

Diferentes gêneros e espécies de cianobactérias formadoras de florações são capazes de produzir estes compostos tóxicos. Atualmente, são conhecidas 3 classes de cianotoxinas segundo sua ação farmacológica: hepatotoxinas, neurotoxinas e citotoxinas. Muitos estudos estão concentrados nas duas primeiras classes, em virtude do número elevado de casos de intoxicações que as envolvem (CARMICHAEL, 1992; CHORUS e BARTRAM, 1999, CODD, 2000).

Além dessas, alguns gêneros de cianobactérias também podem produzir toxinas irritantes ao contato. Essas toxinas têm sido identificadas como lipopolissacarídeos (LPS), que são também constituintes das membranas celulares de bactérias Gram negativas. Esses LPS são endotoxinas pirogênicas, porém, os poucos estudos disponíveis indicam que os lipopolissacarídeos produzidos por cianobactérias são menos tóxicos que os de outras bactérias como, por exemplo, *Salmonella* (RAZIUDDIN *et al.*, 1983 *apud* CHORUS e BARTRAM, 1999).

1.1.8.1 Hepatotoxinas

1.1.8.1.1 Microcistinas

A maioria dos envenenamentos por cianobactérias envolve hepatotoxicoses agudas, causadas por um grupo de peptídeos cíclicos estruturalmente similares, de peso molecular pequeno, denominados microcistinas (Figura 1). Esses peptídeos cíclicos são produtos naturais, de peso molecular variando entre 800 e 1.110 Daltons, podendo conter tanto 5 (nodularinas) como 7 (microcistinas) aminoácidos, com dois aminoácidos terminais do peptídeo linear se ligando para formar um composto cíclico.

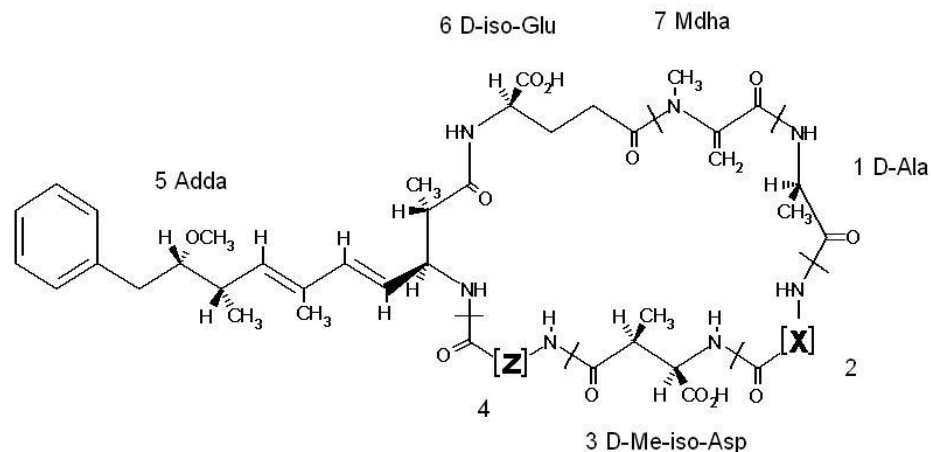
As microcistinas possuem a estrutura geral: ciclo (D-Alamina - **X** – D-MeAsp - **Z** - Adda – D-Glutamato – Mdha), no qual **X** e **Z** são os dois L-aminoácidos variáveis, D MeAsp é o ácido D eritro-β- metilaspártico e Mdha é N-metildeidroalanina. O radical Adda é um aminoácido incomum com a seguinte fórmula estrutural: (2S, 3S, 8S, 9S)-3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenildeca-4,6-dienóico. Este Adda é a estrutura mais comum presente na microcistina e inclusive na nodularina, sendo este determinado como um dos responsáveis pela atividade biológica dessas hepatotoxinas (HARADA *et al.*, 1990)

As diferentes microcistinas são identificadas, principalmente, por letras que correspondem à abreviatura dos dois L-aminoácidos variáveis (posições 2 e 4 da estrutura cíclica), juntamente com as metilações e demetilações dos dois aminoácidos incomuns (Adda e Mdha); podendo ainda

existir outras alterações menores na estrutura química das moléculas destes compostos (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Essa nomenclatura, principalmente para as microcistinas, foi proposta por Carmichael *et al.* (1988), que inicialmente verificaram apenas as variações qualitativas observadas em seus dois L-aminoácidos, que foram usadas para designar as diferentes microcistinas, por exemplo: microcistina-LR (leucina-arginina); microcistina-RR (arginina-arginina); microcistina-LA (leucina-alanina), conforme apresentadas na Figura 1. Estudos demonstram a existência de mais de 60 análogos estruturais de microcistinas (CHORUS e BARTRAM, 1999; CODD, 2000; PARK *et al.*, 2001). Como exemplo, em trabalhos realizados em florações naturais e em uma cepa de *Microcystis aeruginosa*, isolada no Rio Grande do Sul, foi identificada a ocorrência de uma microcistina –LR com D-Leu na sua estrutura (MATTHIENSEN *et al.*, 2000).

A hepatotoxina foi primeiramente isolada da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* e suas toxinas denominadas microcistinas (HARADA *et al.*, 1988). No entanto, a produção destes peptídeos não se restringe exclusivamente a espécie *Microcystis aeruginosa*, visto que outras cepas tóxicas dos gêneros *Anabaena*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Planktothrix* (YOO *et al.*, 1995, SIVONEN, 1996), *Aphanocapsa* (DOMINGOS *et al.*, 1999), *Synechocystis* (NASCIMENTO e AZEVEDO, 1999) e *Oscillatoria* (BRITAIN *et al.*, 2000) já foram citadas como produtoras da toxina.



	X	Z
Microcistina - LR	Leucina	Arginina
Microcistina - RR	Arginina	Arginina
Microcistina - LA	Leucina	Alanina
Microcistina - YR	Tirosina	Arginina

Microcistina

Figura 1. Estrutura da microcistina. Fonte: Adaptada de Chorus e Bartram (1999)

As microcistinas são solúveis em água e não são capazes de penetrar diretamente nas membranas lipídicas das células, exceto aquelas poucas que são hidrofóbicas. Essas hepatotoxinas são internalizadas nos hepatócitos por meio dos receptores dos ácidos biliares (FALCONER, 1991). Uma vez dentro da célula, promovem uma desorganização dos filamentos intermediários e microfilamentos de actina; ocasionando a desestruturação do citoesqueleto dos hepatócitos. Como consequência, o fígado perde sua arquitetura e desenvolve graves lesões internas. A perda de contato entre as células cria espaços internos que são preenchidos pelo sangue que passa a fluir dos capilares para esses locais, provocando uma hemorragia intra-hepática (CARMICHAEL, 1994).

Estudos detalhados dos mecanismos de ação destas toxinas têm demonstrado que várias microcistinas são potentes inibidores de proteínas fosfatases tipo 1 e 2A de células eucariontes, com especificidade e potência similares à do ácido ocadáico, produzidos por dinoflagelados marinhos (MACKINTOSH *et al.*, 1990). Mais tarde foi comprovado que a microcistina – LR desempenha atividade reconhecida como potente promotor de tumores hepáticos em ratos submetidos em doses de hepatotoxinas consideradas abaixo do necessário para determinar toxicidade aguda (FALCONER, 1991; FUJIKI, 1992; NISHIWAKI-MATSUHIMA *et al.*, 1992).

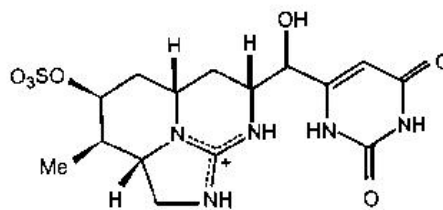
A toxicidade da microcistina em animais de laboratório apresenta DL₅₀ (i.p.) entre 25 e 150 mg/Kg de peso corpóreo e entre 5.000 e 10.900µg/Kg de peso corpóreo por administração oral (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Em humanos, o efeito da intoxicação por hepatotoxinas inclui distúrbios gastrointestinais, pneumonia atípica, dor de cabeça e elevação da concentração de determinadas enzimas no fígado. Devido à similaridade entre os efeitos promovidos pelas microcistinas e nodularinas, assume-se que ambas conferem o mesmo risco à saúde humana (FITZGERALD *et al.*, 1999).

1.1.8.1.2 Cilindrospermopsina

A cilindrospermopsina é uma hepatotoxina com diferente mecanismo de toxicidade, que foi isolada de *Cy lindrospermopsis raciborskii* (OHTANI *et al.*, 1992), de *Umezakia natans* (TERAO *et al.*, 1994) e de *Aphanizomenon ovalisporum* (BANKER *et al.*, 1997). Esta toxina age promovendo efeitos como a desestruturação e necrose do tecido hepático de camundongos (TERAO *et al.*, *op. cit.*). Recentes estudos confirmaram a hepatotoxicidade desta toxina, além de revelarem que ela pode também provocar danos aos rins, timo e à mucosa gástrica de camundongos e ratos (FALCONER, 1999; NORRIS *et al.*, 2002). Uma série de estudos toxicológicos indicam a potencialidade de inibição na síntese de proteínas por esta cianotoxinas, estando esta inibição associada a uma possível ligação de um metabólito ativado de cilindrospermopsina ao DNA da célula afetada (TERAO *et al.*, *op. cit.*).

A cilindropermopsina é constituída por um alcalóide guanidínico ligado a um hidroximetil uracil (Figura 2). É altamente solúvel em água e relativamente estável no escuro, sendo tolerante a variações de pH e temperatura elevadas (50⁰C). Quando expostas à luz e na presença de pigmentos celulares são mais instáveis, podendo ocorrer sua degradação em curto espaço de tempo (48 horas) (CHISWELL *et al.*, 1999). Sua DL₅₀ em camundongos pode variar de 2.100 µg/Kg (p.c), em 24 horas, a 200 µg/Kg (peso corpóreo - p.c), em 5 dias (TERAO *et al.*, 1994; CHORUS e BARTRAM, 1999).



Cilindropermopsina

Figura 2. Estrutura da cilindropermopsina. Fonte: Adaptada de Chorus e Bartram (1999)

1.1.8.2 Neurotoxinas

Em geral as neurotoxinas de cianobactérias são alcalóides produzidos por espécies dos gêneros *Anabaena* (CARMICHAEL e SAFFERMAN, 1992), *Aphanizomenon* (MAHMOOD e CARMICHAEL, 1986), *Oscillatoria* (SIVONEN *et al.*, 1989), *Trichodesmium* (HAWSER *et al.*, 1991) *Lyngbya* (ONODERA *et al.*, 1997) e *Cylindropermopsis* (LAGOS *et al.*, 1999). Estes compostos afetam o sistema nervoso; podem interromper a sinalização entre os neurônios e músculo de diferentes formas e, se ingeridos em concentrações elevadas, podem causar a paralisação dos músculos respiratórios e levar à morte por sufocação entre 5 e 30 minutos, em camundongos (CARMICHAEL, 1994). Atualmente, foram descritas três famílias de neurotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

1.1.8.2.1 Anatoxina-a e homoanatoxina-a

Anatoxina-a e homoanatoxina-a são alcalóides com um potente efeito despolarizador neuromuscular, o qual causa excitação e fadiga dos músculos envolvidos com a respiração. A anatoxina-a apresenta um alcalóide como forma estrutural, constituída pela amina secundária 2-acetil-9-azabicyclo (4-2-1)-no-2-eno (Figura 3). O mecanismo de ação da anatoxina-a é o mesmo do neurotransmissor acetilcolina, agindo diretamente sobre os receptores nicotínicos e

colinérgicos, com a diferença de que não sofre nenhum tipo de metabolismo no organismo, tornando-se, assim, um estimulante neuromuscular irreversível (CARMICHAEL, 1992). As homoanatoxinas-a são homólogos às anatoxinas-a, apresentando um grupo propionil no C2 ao invés do grupo acetil aderido a sua molécula (Figura 3). Sua ação é ligar-se irreversivelmente aos receptores de acetilcolina, pois não são degradadas pela acetilcolinesterase (CARMICHAEL, 1992; CHORUS e BARTRAM, 1999). A DL_{50} intraperitoneal de ambas varia de 200-250 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ (p.c) (CARMICHAEL, 1992; CHORUS e BARTRAM, 1999).

1.1.8.2.2 Anatoxina-a(s)

A anatoxina-a(s) é formada por um ester fosfatado de metil guanidina (Figura 3). Esta age com toxicologia similar aos inseticidas sintéticos malation e paration, promovendo a inibição da acetilcolinesterase, impedindo que esta enzima degrade a acetilcolina ligada aos receptores (MAHMOOD e CARMICHAEL, 1987). Seus sinais de intoxicação incluem aqueles apresentados para a anatoxina-a, mais uma salivação perfusa, daí resultou a denominação anatoxina-a(s) (CARMICHAEL, 1994). A DL_{50} intraperitoneal é de 20 a 40 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ (p.c) em bioensaios com camundongos (CHORUS e BARTRAM, 1999).

1.1.8.2.3 Saxitoxinas

Saxitoxina é a denominação atribuída a um grupo de neurotoxinas conhecidas como toxinas paralisantes, originárias de moluscos (PST). Estas são constituídas por um grupo de alcalóides carbamatos (Figura 3) que podem ser não sulfatados (saxitoxina, neosaxitoxina), com um único grupamento sulfato (goniautoxina), ou por dois sulfatos (C-toxinas). Além dessas, estruturas com grupamento decarbamoil (deSTX ou deGTX) e novas toxinas relacionadas têm sido recentemente isoladas (SIVONEN e JONES, 1999). Estas toxinas são bastante potentes. A mais tóxica, saxitoxina, tem uma DL_{50} de 10 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ (p.c), quando aplicada intraperitonealmente em camundongos, ao passo que a DL_{50} por consumo oral é de 263 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ (p.c) (CHORUS e BARTRAM, 1999).

As toxinas paralisantes (PSTs) interferem na comunicação entre os neurônios e as células musculares. As PSTs, tais como a saxitoxina, atuam na interrupção da comunicação entre os neurônios e as células musculares, através do bloqueamento dos canais de sódio, impedindo a secreção da acetilcolina e a transmissão de impulsos nervosos periféricos e musculares esqueléticos (CARMICHAEL, 1994).

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)

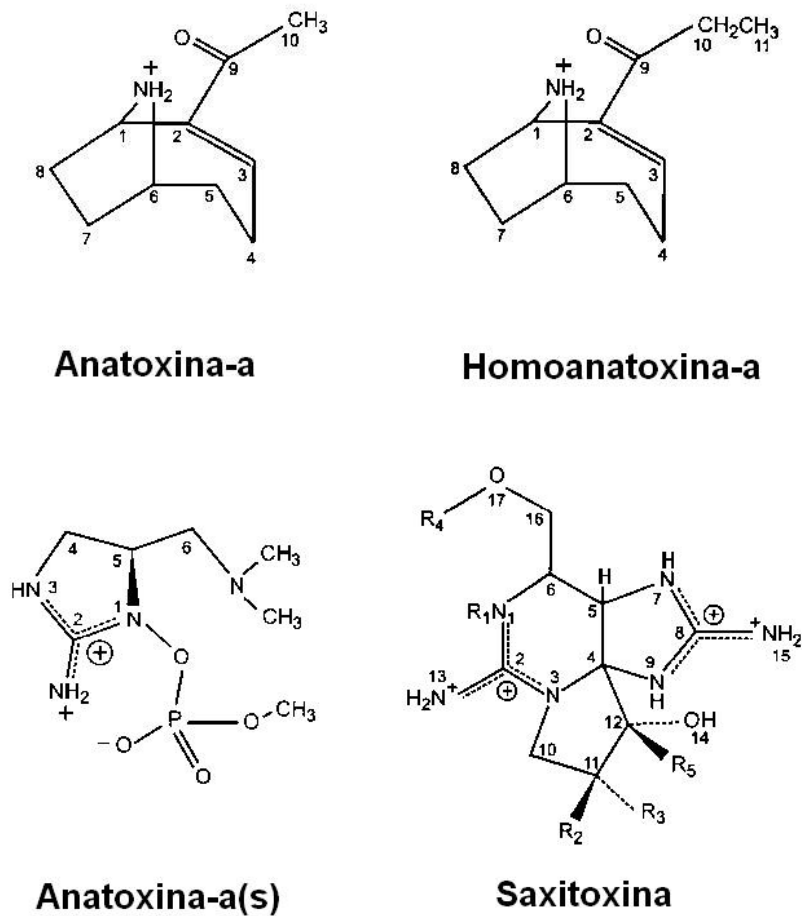


Figura 3. Estrutura química das principais neurotoxinas. Fonte: Adaptada de Chorus e Bartram (1999).

1.1.9 Avaliação da toxicidade e detecção de cianotoxinas

Para avaliar a toxicidade e detecção das cianobactérias presentes nas florações, os métodos usados atualmente compreendem os bioensaios e/ou ensaios físicos – químicos, sendo os primeiros utilizados para aferir os efeitos das toxinas nos ecossistemas e os últimos para quantificá-las.

Existe uma grande variedade de métodos de detecção e identificação de cianotoxinas presentes na água e em células de cianobactérias. A escolha do método mais adequado irá depender do nível e da qualidade de informação que se quer obter, dos equipamentos disponíveis, do custo da análise, de pessoas treinadas e do tempo necessário para a obtenção de resultados, a fim de que em um caso de risco em potencial, as decisões cabíveis sejam tomadas rapidamente.

Em relação aos bioensaios, utilizam-se como organismos teste mamíferos (camundongos), invertebrados aquáticos (*Artemia* e *Daphnia*) ou bactérias (HARADA *et al.*, 1999). Para alguns

casos, tem-se também aplicado ensaios de citotoxicidade, ensaios enzimáticos (inibição da proteína fosfatase), ensaios com anticorpos (HARADA *et al.*, *op. cit.*), e ainda as técnicas de biologia molecular (NISHIZAWA *et al.*, 1997, 1999; WILSON *et al.*, 2000; SCHEMBRI *et al.*, 2001; PAN *et al.*, 2002; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2003; LORENZI, 2004)

Em muitas ocasiões, após a detecção das toxinas das cianobactérias, é necessário proceder a sua identificação e quantificação recorrendo-se aos ensaios físico-químicos, como os métodos cromatográficos (HARADA *et al.*, 1999). Embora estes métodos sejam lentos e dispendiosos, são imprescindíveis para a correta quantificação das toxinas de cianobactérias presentes na amostras (HARADA *et al.*, *op. cit.*).

Atualmente, o bioensaio, o teste imunoenzimático (ELISA) e a cromatografia líquida estão entre os métodos mais utilizados na detecção, quantificação e identificação das toxinas em florações de cianobactérias.

O uso de organismos aquáticos nos bioensaios pode vir a se tornar uma alternativa viável na prática de monitoramento de florações de cianobactérias. Estudos realizados com microcrustáceos (*Artemia* e *Daphnia*) têm demonstrado bons resultados como uma alternativa para a avaliação toxicológica (KIVIRANTA *et al.*, 1991; DE MOTT *et al.*, 1991; JUNGSMANN e BENNDORF, 1994; LEE *et al.*, 1999; NOGUEIRA *et al.*, 2004). No entanto, nenhum desses ensaios tem demonstrado sensibilidade suficiente para ser adotado como metodologia de rotina.

A detecção de cianotoxinas, mais precisamente de microcistinas, por teste imunoenzimático (ELISA) foi desenvolvida a partir de anticorpos monoclonais e policlonais (CHORUS e BARTRAM, 1999). O uso deste método responde a uma variedade de microcistinas, mas não distingue as microcistinas de acordo com a sua toxicidade relativa. Sendo a microcistina – LR um potencial inibidor das proteínas fosfatase, foi desenvolvido um método quantitativo para sua rápida detecção em amostras de água (LAMPERT *et al.*, 1994); porém, a técnica não distingue os análogos de microcistinas.

O uso de técnicas instrumentais de análise para as cianotoxinas foi desenvolvido na década de 1980, paralelamente à determinação da estrutura química de cinco microcistinas (CARMICHAEL, 1994). As metodologias usadas na separação, quantificação e identificação inicial consistiam na cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), acoplada a um fotodetector de UV-PDA; cromatografia em camada delgada (TLC) ou com alta eficiência (HPTLC); cromatografia gasosa acoplada a um detector de captura de elétrons (GC-ECD) ou a espectrometria de massa (GC-MS).

O método do teste imunoenzimático (ELISA) é mais sensível do que o cromatográfico (HPLC) para determinar traços de microcistinas na água; entretanto, algumas variantes de microcistinas não apresentam reatividade com os anticorpos usados em ELISA, não sendo, portanto, detectadas (AN e CARMICHAEL, 1994). Em razão disto, o recomendado para programas de monitoramento de cianotoxinas na água, principalmente de microcistinas, é que o teste

imunoenzimático seja suplementado com a análise qualitativa por métodos cromatográficos (HENRIKSEN e MOESTRUP, 1997)

1.1.10 Evidências de intoxicações ocasionadas pelas cianotoxinas

As cianobactérias tóxicas são reponsáveis pela maioria dos casos conhecidos de intoxicação envolvendo ficotoxinas de águas doces e salobras (CARMICHAEL, 1992; WHO, 1998; CHORUS e BARTRAM, 1999; CHORUS, 2001b). Os casos de intoxicação estão normalmente relacionados aos períodos de floração, quando as cianotoxinas liberadas nas águas geralmente são encontradas em grandes quantidades.

A primeira descrição dos potenciais efeitos letais produzidos por cianobactérias foi feita por Francis (1878) *apud* Chorus e Bartram (1999), na qual ele relata uma floração de *Nodularina spumigena* no lago Alexandrina, Austrália, que ocasionou a morte de ovelhas, cavalos, porcos e cachorros, imediatamente após beberem a água do local.

As intoxicações de seres humanos por cianotoxinas podem ocorrer pelo contato com a água contendo células tóxicas, pelo consumo de peixes de locais contaminados ou pela contaminação de reservatórios de abastecimento público. O maior problema para a saúde pública resulta da toxina liberada pelas células na água potável, fazendo com que o homem encontre-se regularmente exposto a doses subletais de cianotoxinas, especialmente microcistinas, na água de consumo, que podem promover a formação de tumores.

Intoxicação de populações humanas pelo consumo de água contaminada por toxinas de cianobactérias já foram descritas na Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (FALCONER *et al.*, 1994; CODD, 1995; CHORUS e BARTRAM, 1999; CHORUS *et al.*, 2000;). Além disso, exposições às águas recreacionais contendo cianobactérias tóxicas têm causado doenças, desde pneumonia aguda e hepatoenterites até moderadas gastroenterites e irritação da pele (TURNER *et al.*, 1990; EL SAADI *et al.*, 1995; PILOTTO *et al.*, 1997; FALCONER, 1999, 2001). No entanto, não havia nenhum relato oficial que correlacionasse as cianotoxinas a letalidade de seres humanos.

No Brasil, foi demonstrada uma forte correlação epidemiológica entre florações de cianobactérias no reservatório de Itamaracá (BA) e a morte de 88 pessoas, entre 2.000 intoxicados pelo consumo de água contaminada. Na água bruta deste reservatório foram encontradas espécies dos gêneros *Anabaena* e *Microcystis* em quantidades variando entre 1.104 e 9.755 colônias/mL (TEIXEIRA *et al.*, 1993).

Contudo, o caso ocorrido em um centro de hemodiálise de Caruaru (PE), em 1996, pode ser considerado um marco na ocorrência de danos à saúde humana devido à ação de cianotoxinas. Neste episódio, 110 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise, passaram a apresentar quadro clínico compatível com hepatotoxicose que, no entanto, não era correlacionada com nenhum dos fatores usualmente tidos como causadores

desse tipo de intoxicação (JOCHIMSEN *et al.*, 1998; POURIA *et al.*, 1998). Posteriormente, 54 pacientes vieram a falecer, no decorrer de cinco meses após o início dos sintomas. As análises laboratoriais possibilitaram o isolamento e detecção da microcistina-LR nos filtros de carvão ativado usados no sistema de purificação de água do centro de hemodiálise, bem como em amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados (JOCHIMSEN *et al.*, *op. cit.*; POURIA *et al.*, *op. cit.*). As contagens de fitoplâncton realizados nos anos anteriores demonstraram a presença dos gêneros *Microcystis spp*, *Anabaena spp* e *Anabaenopsis spp* no reservatório de água; seguindo informações confirmadas pelas análises realizadas na época. Esse episódio enfatiza a importância de água utilizada para hemodiálise como uma rota de exposição para as microcistinas (CARMICHAEL *et al.*, 2001; AZEVEDO *et al.*, 2002).

1.1.11 Padrões e limites de cianotoxinas na água

A Organização Mundial da Saúde, em 1993, constatou que o conhecimento a respeito da toxicidade produzida por cianobactérias em águas desenvolve-se lentamente devido à falta de métodos analíticos adequados, sendo os dados disponíveis insuficientes para a recomendação de valores-guia.

Com base em estudos de toxicidade em camundongos, realizados por Kuiper-Goodman *et al.* (1994), foi proposto um valor máximo aceitável de 0,5 µg/L de microcistinas na água potável. Falconer *et al.* (1994) recomendaram o limite de 1,0 µg/L desta cianotoxina, utilizando suínos como modelo experimental e um diferente fator de segurança. Esse mesmo limite foi recomendado pela OMS (WHO, 1998). Ueno *et al.* (1998), após estudarem os efeitos crônicos de microcistinas, administradas por via oral em camundongos, sugeriram uma concentração de 0,01 µg/L como o máximo aceitável para esta toxina, na água potável, aplicando-se um fator de segurança maior que 100 vezes.

A magnitude do problema para a saúde no Brasil é desconhecida, contudo, a recente legislação brasileira - Portaria 518, 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde, estabelece a obrigatoriedade do monitoramento de cianotoxinas como microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas na água potável (BRASIL, 2004). São ainda estabelecidos os valores-guia de 1,0 µg de equivalentes de microcistinas/L, 3,0 µg de equivalentes de saxitoxina/L e 15 µg/L para a cilindrospermopsinas.

De acordo com essa mesma Portaria, o monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer a uma frequência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL (ou 1 mm³/L de biovolume), e semanal, quando exceder este valor. Exige-se também, quando o número de cianobactérias no ponto de captação do manancial exceder 20.000 células/mL (ou 2 mm³/L de biovolume), a análise semanal de cianotoxinas, na água de saída do tratamento, nas entradas das clínicas de hemodiálise e nas

indústrias de injetáveis.

Também é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no monitoramento que provoque a lise das células destes microorganismos, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células/mL (ou 2 mm³/L de biovolume), sob pena do comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas.

1.1.12 Efeitos tóxicos das cianotoxinas sobre organismos zooplanctônicos

Inúmeros estudos tentam esclarecer a real função das cianotoxinas no ambiente aquático. Os estudos que têm sido realizados, com o objetivo de esclarecer os fenômenos relativos à interação zooplanctônicos–cianobactérias, mostram que ao mesmo tempo em que as algas consideradas indesejáveis são evitadas ou rejeitadas por algumas espécies, elas são utilizadas como alimento por outras espécies que são habilitadas a consumi-las. Segundo Lampert (1982), De Mott (1999) e Jang *et al.* (2003), a produção das cianotoxinas representaria um importante componente anti-pastagem aos organismos zooplanctônicos.

Segundo os autores, os copépodos apresentam certa tolerância às florações de cianobactérias tóxicas, em razão de seu comportamento quimiossensitivo e altamente seletivo da busca por alimento, embora existam diferenças entre Copepoda Calanoida e Cyclopoida quanto à utilização de *Microcystis* como fonte de alimento, como discutido por Rietzler e Espíndola (1998).

Estudos realizados com cianobactérias tóxicas em ambiente natural têm demonstrado evidências dos efeitos negativos desses organismos sobre algumas comunidades zooplanctônicas (NIZAN *et al.*, 1986; GLIWICZ, 1990a; EDMONDSON e LITT, 1992), mas não é claro se tal fato é decorrente da toxicidade das florações de cianobactérias, ou de uma limitação alimentar, tendo em vista o baixo valor nutricional destas (SCHIMDT e JÓNASDÓTTIR, 1997). Todavia, comprovações dos efeitos negativos de cianobactérias tóxicas têm sido confirmadas em experimentos de laboratório realizados com algumas espécies de *Daphnia*, como *D. galeata* (ROHRLACK *et al.* 1999ab), *D. hyalina* (DE MOTT *et al.*, 1991); *D. longispina* (HEINIKAINEN *et al.*, 1999), *D. pulex* (HEINIKAINEN *et al.*, 1999; FERRÃO-FILHO *et al.*, 2000a) e *D. pulicaria* (DE MOTT *et al.*, 1991; JUNGSMANN e BENNDORF, 1994).

Estudos experimentais, desenvolvidos por Rietzler e Espíndola (1998), também demonstraram efeitos sobre copépodos, sendo que Calanoida apresenta reduzida fecundidade e longevidade na presença de *Microcystis* (ESPÍNDOLA, 1994), enquanto que Cyclopoida consegue manter a densidade populacional utilizando esta alga como fonte de alimento (RIETZLER, 1995).

Observações realizadas *in situ* sobre os efeitos das florações de *M. aeruginosa* sobre *Daphnia galeata*, em um reservatório na Alemanha, destacam uma relação entre a pressão de pastagem e toxicidade específica (BENNDORF e HENNING, 1989), bem como foi verificado sobre o zooplâncton e peixes em lagos chilenos (PEÑALOZA *et al.*, 1990). Testes feitos *in situ* por Mc

Naught *et al.* (1995), com copépodos e cladóceros, apresentaram uma maior CL_{50} para as toxinas puras de *Microcystis* e *Nodularina* em cladóceros do que em copépodos.

O mecanismo de ação das cianotoxinas sobre os invertebrados ainda não são conhecidos detalhadamente, e os resultados obtidos em experimentos laboratoriais para avaliar o seu efeito tem sido bastante controversos. Estudos realizados por Jungmann *et al.* (1991) investigaram a possibilidade de que a produção de compostos, como o β -ciclocitral, que apresenta forte sabor, poderia ser responsável pela inibição da taxa de filtração de *Daphnia*, quando em presença de *Microcystis*. No entanto, estes autores não puderam comprovar a existência de relação entre estes dois parâmetros.

A toxicidade relativa de cianotoxinas, como microcistinas, e outras substâncias para o zooplâncton é constatemente debatida. Estudos realizados por Jungman (1992) e Reinikainen *et al.* (1994) têm demonstrado que elevadas densidades de células 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 (JUNGSMANN, 1995). Reinikainen *et al.* (2001) atribuem a presença de ácidos graxos polissaturados, como o gama linolênico, como substância com propriedades tóxicas comparáveis àquelas de importantes poluentes à de toxinas de cianobactérias como a microcistina-LR. Experimentos realizados por Trabeu *et al.* (2004) demonstraram que a presença de cápsulas de polissacarídeos, presentes ao redor das formas coloniais de *Microcystis spp*, poderiam promover um efeito adicional para o declínio das populações de *Daphnia* no Lago Winnenbago, em Wisconsin, nos Estados Unidos.

Durante outros trabalhos realizados por Nizan *et al.* (1986) e Rohrlack *et al.* (1999a) foi verificado que, diferentemente da mortalidade, o efeito na inibição de alimentação não estava relacionada ao conteúdo de microcistinas das cepas avaliadas. A reversibilidade do processo de inibição levou Rohrlack *et al.* (1999a) a suspeitarem que este efeito seria resultado da presença de algum outro fator, que não o envenenamento por toxinas produzidas por cianobactérias.

1.1.13 Ecotoxicologia e organismos-teste

Testes ecotoxicológicos são considerados indispensáveis ao controle da poluição hídrica, pois estão fundamentados na utilização de organismos vivos que são diretamente afetados pelos agentes químicos que eventualmente ocorrem nos ecossistemas aquáticos onde vivem, visto que as análises químicas apenas identificam e quantificam as substâncias presentes na água e/ou sedimento, mas não detectam os efeitos sobre a biota (ZAGATTO, 1999). Há também de se considerar que estes bioensaios toxicológicos possibilitam avaliar a toxicidade relativa de um ou diversos agentes químicos para uma ou diversas espécies, permitindo, ainda, a determinação de

concentrações seguras desses agentes, visando à preservação da vida aquática e à qualidade das águas e sedimentos (ZAGATTO, *op. cit.*).

O objetivo geral 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 de vida do organismo, conhecido como teste crônico. Em ambos os testes poderão ser observados tanto os efeitos letais e subletais das substâncias tóxicas avaliadas.

Nos testes agudos mede-se os efeitos de substâncias consideradas tóxicas sobre a sobrevivência dos organismos no período de 24 a 96 horas (RAND e PETROCELLI, 1985). Neste teste é possível avaliar a degradação biológica produzida por um estímulo químico e, a partir das observações, pode-se calcular a concentração letal (CL_{50}), ou concentração efetiva (CE_{50}), para 50% dos organismos em teste. Com base nos resultados obtidos é possível estabelecer uma resposta considerada mais significativa que possa ser extrapolada para uma população (LEEUEWEN, 1988; CETESB, 1992; ADAMS, 1995).

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 e PETROCELLI, *op. cit.*). De modo geral, porém não exclusivo, os testes crônicos procuram reconhecer os efeitos subletais nos organismos testados, uma vez que os agentes tóxicos não causam mortalidade em 48 horas, permitindo uma 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) (CETESB, 1986). 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.

2 OBJETIVO GERAL

Determinar riscos à saúde humana causados pela presença de florações de cianobactérias e presença de cianotoxinas nas águas de reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê através da avaliação da toxicidade.

2.1 Objetivos Específicos

a) Avaliar as condições limnológicas e o estado trófico nas águas dos reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê;

b) Avaliar a distribuição e frequência da classe Cyanophyceae em relação às demais classes fitoplanctônicas presentes no sistema em cascata;

c) Verificar se existe redução na incidência de florações de cianobactérias em função da melhora da qualidade da água ao longo dos reservatórios em cascata;

d) Avaliar a toxicidade de extratos de cianobactérias das florações coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê;

e) Identificar e quantificar as cianotoxinas (neurotoxinas e hepatotoxinas) presentes nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante os eventos de florações;

f) Apontar se existe potencialidade de risco à saúde humana no uso destas águas em atividades como recreação, lazer e pesca;

g) Verificar quais são as combinações de variáveis físicas e químicas que favorecem a manutenção e proliferação dos florescimentos de cianobactérias nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área 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 ele por historiadores, geógrafos, técnicos e cientistas, poetas e prosadores e, sobretudo, pelo depoimento do homem comum que, desde a fundação da cidade de São Paulo e sua expansão para o interior do território, acostumou-se a conviver com o rio.

O rio Tietê percorre o Estado de São Paulo de leste a oeste. Nasce nos contrafortes da Serra do Mar, no município de Salesópolis, a 840 metros de altitude, e não consegue vencer os picos rochosos rumo ao litoral. Por isso, ao contrário da maioria dos rios que correm para o mar, segue para o interior, atravessa a Região Metropolitana de São Paulo e percorre 1.150 quilômetros até o município de Itapura, em sua foz no rio Paraná, na divisa com o Mato Grosso do Sul. Em seu percurso banha 62 municípios ribeirinhos de uma das regiões mais ricas do país (CESP, 1998; REDE DAS ÁGUAS, 2002).

A bacia do rio Tietê está inserida na unidade hidrográfica da Bacia do rio Paraná, composta por seis sub-bacias: Alto Tietê, onde está inserida a Região Metropolitana de São Paulo; Piracicaba; Sorocaba/Médio Tietê; Tietê/Jacaré; Tietê/Batalha e Baixo Tietê (Figura 4).

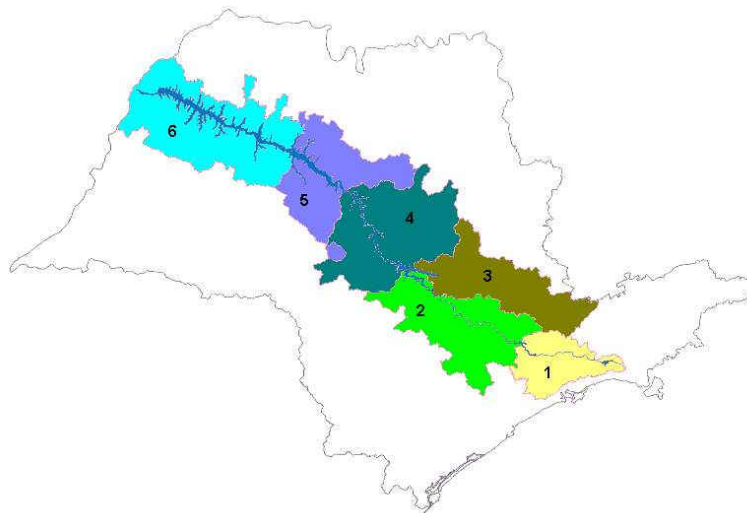


Figura 4. Distribuição das sub-bacias integrantes da bacia hidrográfica do rio Tietê (1: Alto Tietê; 2: Médio Tietê; 3: Piracicaba / Jundiaí; 4: Tietê / Jacaré; 5: Tietê / Batalha e 6: Baixo Tietê). Fonte: Adaptada de Rede das águas (2002).

De acordo com o relatório técnico da CESP (1998), o rio Tietê durante seu percurso até sua região de foz, é dividido em quatro trechos: Alto Tietê, Médio Tietê Superior, Médio Tietê Inferior e Baixo Tietê. Este sistema apresenta uma série de importantes tributários de grande

porte, tais como: rio Pinheiros, rio Piracicaba, rio Capivara, rio do Peixe, rio Jaú, rio Bauru, rio Jacaré-Pepira, rio Jacaré-Guaçú, rio Dourado, Ribeirão Bataguacú, Ribeirão Lajeado entre outros (CESP, 1998).

Uma série de reservatórios foram construídos na região compreendida entre o Médio Tietê Superior e o Baixo Tietê, a partir da década de 60, objetivando principalmente a geração de energia hidroelétrica; o que favoreceu o surgimento e a ampliação de grandes centros urbanos industrializados, impulsionando a atividade agrícola da região. Esta rede de reservatórios é conhecida como sistema em cascata do Médio e Baixo rio Tietê, sendo este formado por 6 reservatórios: Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos (Figura 5), os quais estão dispostos em uma grande cascata ao longo do rio Tietê (BARBOSA *et al.*, 1999).

A área de drenagem da bacia do Médio Tietê Superior é de aproximadamente 7.070 Km², com uma extensão de 367 Km, a partir do reservatório de Pirapora até o reservatório de Barra Bonita. A área de drenagem da bacia do Médio Tietê Inferior equivale a 23.730 Km² e a uma extensão de 258 Km, desde o reservatório de Barra Bonita até o reservatório de Promissão. E finalmente, a área de drenagem da bacia do Tietê Inferior é de aproximadamente 13.655 Km², com uma extensão de 240 Km, desde o reservatório de Promissão até a sua foz no rio Paraná (MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, 2003).

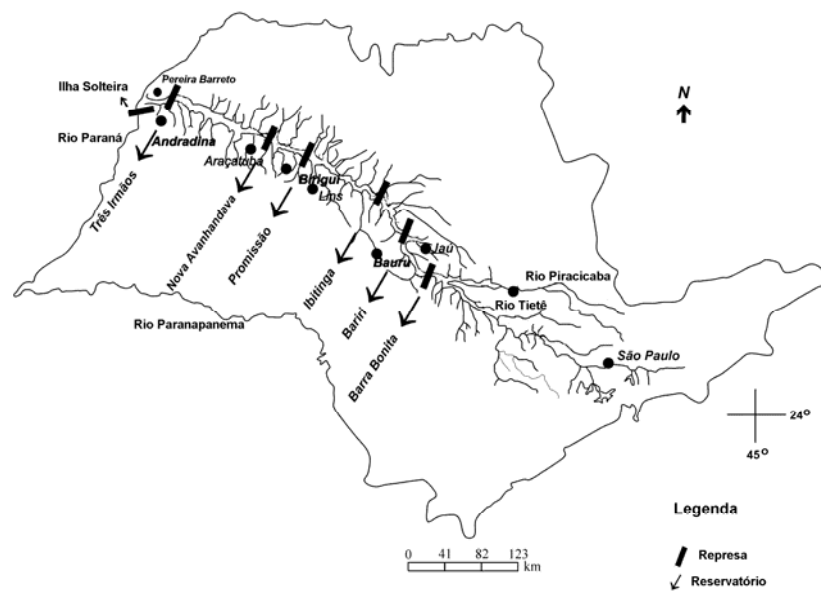


Figura 5. Mapa do Estado de São Paulo e reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê (BARBOSA *et al.*, 1999), com destaque dos pontos de coleta do presente estudo.

3.1.1 Reservatório de Barra Bonita

O reservatório de Barra Bonita (Figura 6) foi construído em 1963, e é formado com o barramento dos rios Tietê e Piracicaba. Localizado entre os municípios de Iguaraçu do Tietê e Barra Bonita ($22^{\circ} 90' S$ e $48^{\circ} 34' W$), o reservatório apresenta cerca de 480 metros de comprimento. Por ser o primeiro grande represamento de águas, reflete os processos 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, Campinas e Sorocaba.

No perímetro urbano da bacia em que este reservatório esta inserido, concentram-se mais de 400.000 mil habitantes. Na zona rural cultiva-se principalmente cana-de-açúcar, café, citrus, hortaliças e frutas, além de algumas áreas de reflorestamento. Segundo o relatório da CETESB (2001), existem aproximadamente 1.020 indústrias nesta bacia, destacando-se as indústrias têxteis, alimentícias, de papel e papelão, abatedouros, engenhos e usinas de açúcar e álcool. Em um relatório elaborado pela CESP (1998), constatou-se que, apesar da poluição orgânica e industrial, este reservatório, em relação aos demais do rio Tietê, apresenta destacada produção pesqueira devido à existência de diversos tributários como os rios Lambari, Araquá, Capivara e rio do Peixe, pois apresentam características mínimas para a reprodução de diversas espécies de peixes.

Dentre os usos múltiplos empregados nas águas deste reservatório, destacam-se principalmente a geração de energia hidroelétrica, irrigação, turismo e navegação. Devido à sua grande capacidade assilimitativa, característica de ambientes lênticos, este reservatório representa um importante papel na recuperação da qualidade das águas do rio Tietê. As principais características morfométricas deste reservatório estão apresentadas na Tabela 1.

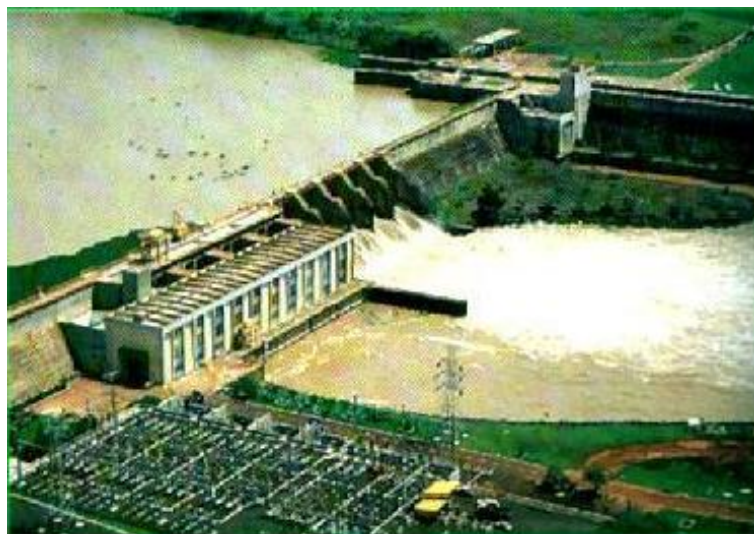


Figura 6. Reservatório de Barra Bonita. Fonte: AES/Tietê AS

Tabela 1. Características morfométricas do reservatório de Barra Bonita.

Características	
Área alagada (Km ²)	310
Área de drenagem (km ²)	32,33
Profundidade média	10,1
Volume total (10 ⁶ m ³)	3.135
Tempo de residência (dias)	37-137
Vazão média anual (m ³ /s)	402
Ano de conclusão	1963

Fonte: CETESB (2001), Barbosa *et al.*, (1999).

3.1.2 Reservatório de Bariri

O reservatório de Bariri (Figura 7) é o segundo da série em cascata do rio Tietê, e o menor de todos os seis do sistema. Medindo um total de 846 metros de comprimento, este reservatório foi concluído em 1969. Está situado entre as coordenadas 22° 06' S e 48° 45' W, no trecho a jusante do reservatório de Barra Bonita e a montante do reservatório de Ibitinga (CESP, 1998). Este reservatório recebe três tributários importantes: rio Lençóis, rio Bauru e rio Jaú, que também contribuem com uma elevada carga de águas poluídas por efluentes domésticos e industriais. Entre os usos da área de entorno deste reservatório, destacam-se atividades urbanas, industriais e agropecuárias, com grandes áreas de pastagens e de cultivo de cana-de-açúcar, café, milho e citrus. Suas águas são também utilizadas para irrigação, transporte hidroviário e turismo, além de geração de energia hidroelétrica. As principais características morfométricas deste reservatório estão apresentadas na Tabela 2.

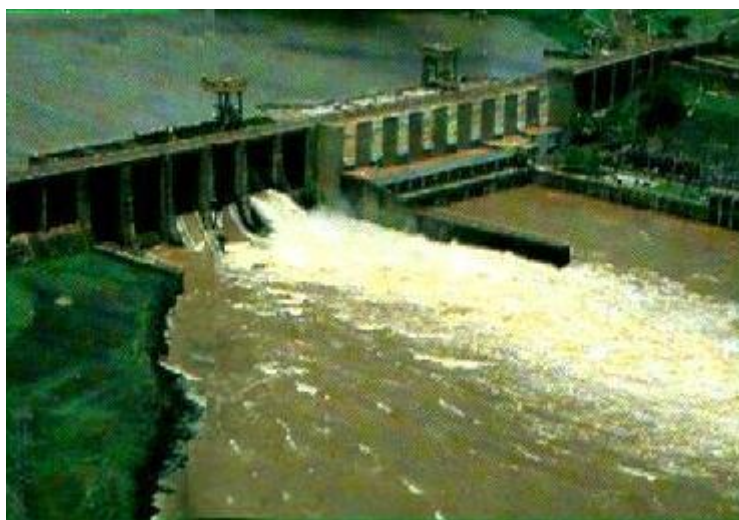


Figura 7. Reservatório de Bariri. Fonte: AES/Tietê AS

Tabela 2. Características morfométricas do reservatório de Bariri.

Características	
Área alagada (Km ²)	63
Área de drenagem (km ²)	35,43
Profundidade média	8,6
Volume total (10 ⁶ m ³)	542
Tempo de residência (dias)	7-24
Vazão média anual (m ³ /s)	443
Ano de conclusão	1969

Fonte: CETESB (2001), Barbosa *et al.*, (1999).

3.1.3 Reservatório de Ibitinga

O reservatório de Ibitinga (Figura 8) é o terceiro empreendimento hidroelétrico do rio Tietê, tendo sido concluído no ano de 1969; está localizado a jusante do reservatório de Bariri e a montante do reservatório de Promissão, entre as coordenadas 21^o 45' S e 48^o 59' W (CESP, 1998). Seu comprimento mede cerca de 1.490 metros, sendo seus principais tributários os rios Jacaré Guaçu e Jacaré Pepira. Sua área de entorno, caracterizada por campos de pastagens, com poucas áreas de capoeira e reflorestamento, com domínio de zonas de cultivo de cana-de-açúcar e citricultura. Dentre as atividades industriais, as de maior destaque são as usinas sucroalcooleiras, engenhos, curtumes, indústrias alimentícias e metal mecânico (CETESB, 2001). As principais características morfométricas deste reservatório estão expostas na Tabela 3.

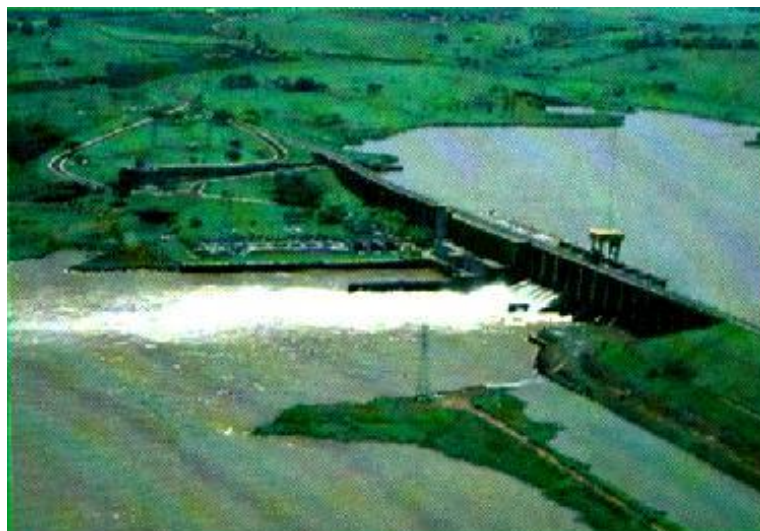


Figura 8. Reservatório de Ibitinga. Fonte: AES/Tietê AS

Tabela 3. Características morfométricas do reservatório de Ibitinga.

Características	
Área alagada (Km ²)	114
Área de drenagem (km ²)	43.500
Profundidade média	8,6
Volume total (10 ⁶ m ³)	981
Tempo de residência (dias)	12-43
Vazão média anual (m ³ /s)	525
Ano de conclusão	1969

Fonte: CETESB (2001), Barbosa *et al.*, (1999).

3.1.4 Reservatório de Promissão

O reservatório de Promissão (Figura 9) é o quarto reservatório da série do Sistema em cascata do rio Tietê. Este reservatório teve seu término em 1975, e encontra-se a jusante do reservatório de Ibitinga e a montante do reservatório de Nova Avanhandava. Com um comprimento de 3.710 metros, o reservatório de Promissão está situado entre as coordenadas 21^o 18' S e 49^o 47' W (CESP, 1998). Além do rio Tietê, o reservatório recebe a influência de vários tributários, como: o rio Dourado, rio Cervo Grande, rio Batalha e Ribeirão dos Porcos. Os principais usos do solo da bacia são as áreas de urbanização, indústrias e agropecuárias. Os centros urbanos são de pequeno a médio porte e a economia sustenta-se na agroindústria de produção e exportação sucroalcooleira e sucocitricola, fomentando a indústria mecânica e de implementos agrícolas. As principais características morfométricas deste reservatório estão apresentadas na Tabela 4.

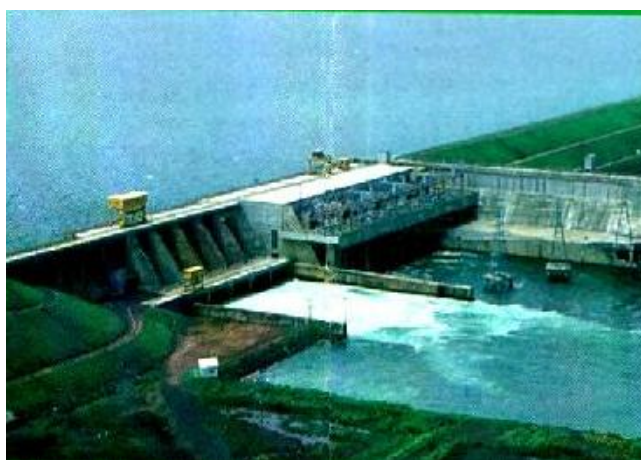


Figura 9. Reservatório de Promissão. Fonte: AES/Tietê AS

Tabela 4. Características morfométricas do reservatório de Promissão.

Características	
Área alagada (Km ²)	741
Área de drenagem (km ²)	57.610
Profundidade média	14
Volume total (10 ⁶ m ³)	7.418
Tempo de residência (dias)	124-458
Vazão média anual (m ³ /s)	640
Ano de conclusão	1975

Fonte: CETESB (2001), Barbosa *et al.*, (1999).

3.1.5 Reservatório de Nova Avanhandava

O reservatório de Nova Avanhandava (Figura 10) é o quinto reservatório do sistema Tietê. Situado a jusante do reservatório de Promissão e a montante do reservatório de Três Irmãos, este foi concluído em 1985, apresentando um comprimento total de 2.038 metros (CESP, 1998). Este reservatório recebe a contribuição de quatro tributários principais: rio dos Patos, Ribeirão dos Ferreiros, Ribeirão Bonito e Ribeirão Lageado. As principais características morfométricas deste reservatório estão expostas na Tabela 5.



Figura 10. Reservatório de Nova Avanhandava. Fonte: AES/Tietê AS

Tabela 5. Características morfométricas do reservatório de Nova Avanhandava.

Características	
Área alagada (Km ²)	210
Área de drenagem (km ²)	62.300
Profundidade média	13
Volume total (10 ⁶ m ³)	2.720
Tempo de residência (dias)	32-119
Vazão média anual (m ³ /s)	688
Ano de conclusão	1985

Fonte: CETESB (2001), Barbosa *et al.*, (1999).

3.1.6 Reservatório de Três Irmãos

O reservatório de Três Irmãos (Figura 11) é o último grande aproveitamento hídrico do rio Tietê. Concluído em 1991, este reservatório é o maior de todos os reservatórios do sistema em cascata, apresentando comprimento máximo de 3.710 metros. Localizado próximo à cidade de Pereira Barreto, encontra-se situado entre as coordenadas 21^o 45' S e 49^o 47' W (CESP, 1998); fica a 28 km da confluência com o rio Paraná e a 125 Km do reservatório de Nova Avanhandava. Seus principais tributários são: Ribeirão do Mato, Ribeirão Azul e Ribeirão Macaúbas. De todos os reservatórios do rio Tietê, este é o único que se apresenta sob o gerenciamento da Companhia Energética do Estado de São Paulo. Além das duas eclusas que ligam o rio Tietê ao rio Paraná, existe uma ligação com o reservatório de Ilha Solteira, por meio de um canal artificial, denominado canal de Pereira Barreto, que liga-se ao rio São José dos Dourados, um importante tributário do rio Paraná. As principais características morfométricas deste reservatório estão expostas na Tabela 6



Figura 11. Reservatório de Três Irmãos. Fonte: AES/Tietê AS

Tabela 6. Características morfométricas do reservatório de Três Irmãos.

Características	
Área alagada (Km ²)	817
Área de drenagem (km ²)	70.600
Profundidade média	17,2
Volume total (10 ⁶ m ³)	13.800
Tempo de residência (dias)	166-615
Vazão média anual (m ³ /s)	733
Ano de conclusão	1991

Fonte: CETESB (2001), Barbosa *et al.*, (1999).

3.2 Variáveis Climatológicas

As medidas de temperatura do ar, velocidade do vento e precipitação foram obtidas através dos dados fornecidos pelo Instituto Agrônomo de Campinas – IAC (SP), o qual mantém postos de medição em áreas próximas aos reservatórios do rio Tietê, sendo selecionadas as estações meteorológicas próximas às cidades de Jaú, Araçatuba e Auriflana.

3.3 Fatores abióticos

3.3.1 Vazão e tempo de residência da água

Os valores das vazões vertida e turbinada foram obtidos através dos registros fornecidos pela AES – Tietê, que administra os 5 primeiros reservatórios do rio Tietê, e pela CESP, que opera no último reservatório deste sistema em cascata. Com os valores médios da vazão, foi obtido o tempo de residência da água em cada reservatório, utilizando, para tal fim, a seguinte fórmula:

$$Tr = V/86400 \times Q$$

onde: Tr = tempo de residência

V = volume do reservatório (m³)

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

86.400 = fator de conversão de segundos

3.3.2 Coleta

Este estudo foi realizado nos seis reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, Estado de São Paulo: Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos (Figura 5). As coletas foram realizadas em escala bimensal, de novembro de 2002 a outubro de 2003. Cada coleta foi realizada em um ponto fixo, sempre a montante e próximo de cada reservatório. Para se obter uma amostra integrada de toda a coluna d'água em cada estação de coleta, foi utilizada uma bomba de sucção, com fluxo e vazão devidamente controlados. Toda água coletada foi acondicionada em galões (10 L) para análises em laboratório.

3.3.3 Temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e pH

Para as medidas da temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e pH foi utilizado um multisensor da marca Horiba, modelo U-10, sendo que as leituras foram realizadas a cada metro de profundidade, da superfície ao fundo.

3.3.4 Transparência da água

A transparência da água foi determinada utilizando-se um disco de Secchi, com 20cm de diâmetro. A leitura foi feita em função da média da profundidade de desaparecimento e ressurgimento do disco imerso verticalmente na água. Com a leitura obtida foi calculado o coeficiente de atenuação de contraste vertical de acordo com Kirk (1986).

3.3.5 Material em suspensão

As amostras de água foram coletadas com auxílio de uma bomba de sucção e as medidas foram realizadas pela técnica gravimétrica, descrita em Tundisi (1969), com modificações segundo Wetzel e Likens (1991). Foram utilizados filtros GF/C, com 47 mm de diâmetro e 0,45 μm de abertura de poro. Estes filtros foram previamente calcinados em mufla a 480 $^{\circ}\text{C}$ por uma hora e pesados em balança analítica METTLER AE 240, com precisão de $\pm 0,0001$. Os filtros pré-pesados (P_1) foram utilizados na filtração do material e colocados na estufa a 60 $^{\circ}\text{C}$ por 24 horas, para eliminar a umidade e realizar a segunda pesagem (P_2). Em seguida, foram levados novamente à mufla a 480 $^{\circ}\text{C}$, por uma hora, sendo então pesados para obtenção do peso dos filtros sem a matéria orgânica (P_3). O cálculo de material em suspensão total foi obtido pelo resultado da diferença de ($P_2 - P_1$), a matéria orgânica por ($P_2 - P_3$) e para obtenção da matéria inorgânica, foi feita a diferença entre o material em suspensão total e a matéria orgânica. Todas as amostras foram analisadas com réplica e os resultados foram expressos em mg/L.

3.3.6 Nutrientes

As amostras 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 acondicionadas em frascos de polietileno, sendo que as amostras para análise de nutrientes dissolvidos foram previamente filtradas em filtros GF/C WHATMAN, com porosidade de 0,45 μm . O material coletado foi mantido em freezer para posterior análise em laboratório. As metodologias utilizadas para análise estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7. Metodologias de análise dos nutrientes considerados no presente estudo.

Nutriente	Método de análise	Referência
Nitrito	Espectrofotométrico	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato	Espectrofotométrico	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Amônia	Espectrofotométrico	Koroleff (1976)

Nitrogênio Orgânico Total	Espectrofotométrico	Standard Methods (APHA 1985)
Fósforo Total	Espectrofotométrico	Strickland e Parsons (1960)
Fósforo Total Dissolvido	Espectrofotométrico	Strickland e Parsons (1960)
Fosfato Total Dissolvido	Espectrofotométrico	Strickland e Parsons (1960)
Silicato Reativo	Espectrofotométrico	Golterman <i>et al.</i> (1978)

3.4 Fatores Bióticos

3.4.1 Clorofila *a* e Feofitina

As amostras de água foram coletadas integrando-se a coluna d'água com auxílio de uma bomba de sucção e filtradas, com réplicas, em filtros de fibra de vidro WHATMAN, do tipo GF/C, com porosidade de 0,45µm, colocados em envelopes de papel e acondicionados em frascos escuros contendo sílica - gel e mantidos a baixa temperatura até o momento da extração. A extração foi feita de acordo com o método descrito em Nusch (1980) e Marker *et al.* (1980), com maceração mecânica em almofariz, além do choque térmico, utilizando-se como solvente o etanol 80%, aquecido a 75 °C. Após a extração, as amostras permaneceram no escuro por um período mínimo de 14 horas e as absorbâncias foram lidas em espectrofotômetro (MICRONAL B280), nos comprimentos de ondas de 665 nm e 750 nm. A fórmula utilizada para os cálculos da clorofila *a* foi:

$$\text{Clorofila } a \text{ (}\mu\text{g/L)} = 27,9 \{1,7 \times (Eu \text{ 665} - Eu \text{ 750}) - (Ea \text{ 665} - Ea \text{ 750})\} \times v/V$$

$$\text{Feófitina (}\mu\text{g/L)} = 27,9 \{1,7 \times (Ea665 - Ea750) - Eu \text{ 665} - Eu \text{ 750}\} \times v/V$$

onde ***Eu*** = absorbância da amostra não acidificada;

Ea = absorbância da amostra acidificada;

v = volume do extrato (mL);

V = Volume da amostra filtrada (L);

27,9 = coeficiente de absorção específica da clorofila *a*;

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

3.4.2 Coleta dos organismos fitoplanctônicos nos reservatórios do sistema Tietê

Amostras de fitoplâncton total foram coletadas com auxílio de uma bomba de sucção, considerando-se amostras de água obtidas de forma integrada (do fundo à superfície). Após as

coletas, alíquotas de 100 mL do material coletado foram retiradas dos galões, fixados em solução de formol a 4%, para identificação e quantificação das densidades populacionais fitoplanctônicas.

3.4.3 Coleta das florações de cianobactérias nos reservatórios do sistema Tietê

As florações de cianobactérias presentes nos pontos de amostragem foram coletadas com uso de rede de plâncton (20 µm de abertura de malha), em arrastos horizontais, a fim de obter-se o volume aproximado do material concentrado na rede. Após cada coleta, foi retirada uma pequena alíquota (50 mL) da amostra, que foi fixada em formol a 4% para análise qualitativa das espécies em laboratório. O restante do material coletado e concentrado com rede foi acondicionado em galões (5 L), congelado a -20 °C e liofilizado a -30°C. Os extratos algais liofilizados foram armazenados em freezer, para posterior análise de cianotoxinas algais (intracelulares) e para testes toxicológicos.

3.4.4 Análise qualitativa e quantitativa dos grupos fitoplanctônicos

A análise quantitativa do fitoplâncton foi realizada em 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 (org./mL) e calculados de acordo com a fórmula descrita por Ros (1979).

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

onde: n = número de indivíduos efetivamente contados;

s = área do campo em mm² no aumento de 40 X;

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação em mm;

F = fator de correção para mililitro (10³ mm³/1 mL)

A análise da composição dos organismos fitoplanctônicos presentes nas amostras foi feita em lâminas e lamínulas sob microscópio binocular Zeiss (Axioskop), equipado com contraste de fase, câmara clara, filtros e equipamento fotográfico. A identificação dos organismos foi realizada segundo as características morfológicas e morfométricas dos mesmos, sendo essa análise efetuada ao menor nível taxonômico possível com base em bibliografia específica (ROUND, 1971; SIMONSEN, 1979; BOURRELY, 1981, 1985). A identificação das cianobactérias foi realizada em nível de espécie, segundo as características morfológicas e morfométricas descritas em literatura especializada (KOMÁREK 1991; SANT'ANNA, 1991; KOMÁRKOVÁ, 1998; KOMÁREK e KOMÁRKOVÁ, 2002; SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000; SANT'ANNA *et al.*, 2004) e recorreu-se, quando necessário, ao auxílio de especialistas. Ao final, os táxons inventariados foram apresentados em uma listagem, segundo critérios de classe, gênero e/ou espécie.

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, cuja solução final apresentou concentração de 0,03 M. Essas amostras foram mantidas em estufa a 70 °C por 40 minutos. Posteriormente ao tempo de digestão, foi realizada a contagem em Hematocítmetro 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/L de água do ambiente.

Para a quantificação de colônias e filamentos de cianobactérias foram realizadas contagens destas em câmara de Sedgewick-Rafter (volume de amostra de 1 mL). Para cada amostra analisada, foram realizadas três contagens, sendo calculada a média ao final, representada em organismos (colônias ou filamentos/L) de água do ambiente.

3.5 Índices biológicos calculados

A partir dos resultados das análises quantitativas (densidade = org./L) da comunidade fitoplanctônica, foram calculados os índices referentes à estrutura da comunidade.

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

Índice de Diversidade (H') (Bits/ind.) – Foi estimado pelo Índice de Shannon e Wiener (Shannon e Wiener, 1949)

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

onde $p_i = n_i/n$

n_i = número total de indivíduos de cada táxon amostrado

n = número de total de indivíduos na amostra

Índice de Uniformidade ou Equitatividade (U') – Foi avaliado de acordo com Pielou (1966)

$$U' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

onde: H' = diversidade da amostra

S = riqueza de táxons na unidade amostral

Índice de Dissimilaridade - Segundo o método de Bray e Curtis (1957)

$$S_{B\&C} = \sum |x_i - y_i| / [(X+Y)]$$

onde: $X = \sum x_i$, onde x = número total de indivíduos na primeira amostragem da dupla a ser comparada.

$Y = \sum y_i$, onde y = número total de indivíduos na primeira amostragem da dupla a ser comparada.

Os mesmos foram convertidos a dados de similaridade subtraindo-se o valor de dissimilaridade da unidade. A unidade representa, neste caso, 100% de similaridade

$$S_{B\&C} = 1 - D_{B\&C}$$

Todos os resultados referentes aos índices de diversidade, uniformidade e dissimilaridade foram calculados com o programa "BioDiversity Pro" versão 2.0

3.6 Índices de estado trófico (IET)

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

inorgânico. Em posse destes variáveis foi possível calcular também o índice de estado trófico médio. Foram utilizadas as seguintes equações:

$$\text{IET (S)} = 10 \left(6 - \frac{0,64 + \ln S}{\ln 2} \right) \Rightarrow S = \text{visibilidade do disco de Secchi}$$

$$\text{IET (CHL)} = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln \text{CLa}}{\ln 2} \right) \Rightarrow \text{CLa} = \text{concentração de clorofila } a$$

$$\text{IET (P)} = 10 \left\{ 6 - \frac{\ln(80,32 / P)}{\ln 2} \right\} \Rightarrow P = \text{concentração de fósforo total}$$

$$\text{IET (PO}_4\text{)} = 10 \left\{ 6 - \frac{\ln(21,67 / \text{PO}_4)}{\ln 2} \right\} \Rightarrow \text{PO}_4 = \text{concentração de fosfato}$$

$$\text{IET (Médio)} = \frac{\text{IET (S)} + 2 \{ \text{IET (P)} + \text{IET (PO}_4\text{)} + \text{IET (CLa)} \}}{7}$$

O critério para a classificação dos reservatórios de acordo com este índice foi:

Oligotrófico	=>	IET ≤ 44
Mesotrófico	=>	44 ≤ IET ≤ 54
Eutrófico	=>	IET ≥ 54

3.7 Testes Toxicológicos com Florações de Cianobactérias

3.7.1 Teste de toxicidade aguda com amostras coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê

Os testes de toxicidade aguda foram realizados com os microcrustáceos *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphni silvestrii*. Todos estes organismos-teste foram obtidos a partir das culturas estoque mantidas no Laboratório de Ecotoxicologia do Núcleo de Estudos em Ecossistema Aquáticos, situados no Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA - USP). Os testes de toxicidade aguda com camundongos da espécie *Swiss albino* foram realizados

em duas instituições de pesquisa: o Biotério da Fundação Universidade Federal de Rio Grande, RS, e o Laboratório de Ecotoxicologia do DEBE, da Universidade Federal de São Carlos, SP, sendo os animais desta última instituição fornecidos pelo Biotério da USP de Ribeirão Preto (SP).

3.7.1.1 Teste toxicológico com camundongos *Swiss albino*

Foram utilizados camundongos da espécie *Swiss albino* para os testes de toxicidade aguda realizados com os extratos algais de cianobactérias (liofilizados) coletados nos reservatórios. Nestes ensaios toxicológicos foram preparadas concentrações crescentes de extratos das florações em solução fisiológica (NaCl - 0,09%), nas doses: 125, 250, 500, 1000 mg/Kg (mg de material algáceo seco / Kg de peso corpóreo dos camundongos), além do controle, em que foi injetada apenas solução fisiológica. Todos os extratos-mãe utilizados nestes ensaios foram congelados e descongelados em alternância (3 vezes), sendo ao final sonificadas à 25 Hz (SONICATOR XL MISONIX, MODEL 100 Watt) por três ciclos de 1 minuto cada, sob banho de gelo para evitar aquecimento da amostra. Para cada dose foram utilizados 3 camundongos machos, pesando entre 18 e 25 g, tendo sido injetado um volume de 1 mL através de injeções intraperitoneais (i.p). Após as injeções, os animais foram mantidos em local arejado com alimento e água, sob observação, durante 24 horas. Para o cálculo estatístico da DL₅₀-24h foi usado o programa Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON *et al.*, 1977).

3.7.1.2 Teste toxicológico com microcrustáceos

3.7.1.2.1 Preparo dos extratos algais liofilizados de cianobactérias para os testes ecotoxicológicos.

Para os testes de toxicidade aguda, a partir do material liofilizado (biomassa seca cianobactérias), foram preparados extratos aquosos no mesmo meio de cultivo dos organismos-teste. Todos os extratos-mãe foram preparados na concentração estoque de 50 mg/mL de peso seco. O rompimento e a conseqüente liberação das toxinas na água foi possível através do congelamento e descongelamento, em alternância, sendo ao final sonificadas à 25 Hz (SONICATOR XL MISONIX, MODEL 100 Watt) por três ciclos de 1 minuto cada, sob banho de gelo para evitar aquecimento da amostra. Esse material aquoso foi centrifugado cerca de 3500g por 10 minutos, para precipitação das células rompidas. O sobrenadante foi extraído e utilizado nos testes, quando os organismos foram expostos a 6 concentrações crescentes a partir do extrato mãe. As concentrações das amostras testadas foram 0,11; 0,22; 0,44; 0,88; 1,76 mg mL⁻¹ de peso seco, além do controle realizado com a água da cultura dos organismos.

3.7.1.2.2 Delineamento dos testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*

Para os testes de toxicidade aguda, organismos jovens (neonatos com 6 a 24 horas de vida) foram expostos a 6 concentrações crescentes, obtidas de diluições feitas a partir do extrato algáceo concentrado, mais um controle. Para cada amostra foram utilizados 10 organismos, com duas réplicas, em frascos de 25 mL, contendo 10 mL de amostra de extrato algáceo em cada uma. Paralelamente aos testes das amostras, foi realizado um controle, visando observar a sobrevivência dos organismos nas condições de teste. A duração dos testes foi de 48 horas, efetuando-se a contagem dos organismos mortos após esse período. Os organismos foram mantidos no escuro, sem alimentação, sob temperatura variável entre 22 e 25°C. Medidas de pH, dureza, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido foram tomados no início e final dos testes. Para o cálculo estatístico da CE₅₀-48h foi utilizado o programa Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON *et al.*, 1977).

Foram efetuados testes de sensibilidade durante todo o período de ensaios ecotoxicológicos com os microcrustáceos, a fim de verificar as condições fisiológicas desses organismos. Cada lote contendo uma espécie teste foi exposto a uma substância de referência, de modo a obter resultados válidos e confiáveis durante o presente estudo. Para *Daphnia similis* foi utilizado o dicromato de potássio como substância de referência, enquanto que para *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* foi utilizado o cloreto de sódio, segundo critérios definidos em normas técnicas da CETESB (1992).

3.7.1.2.3 Manutenção das culturas de microcrustáceos

A manutenção das culturas de *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* foi realizada em cristalizadores com capacidade para 2 L. As trocas de água foram feitas 3 vezes por semana, sendo as mesmas utilizadas após filtragem em rede (malha de 45 µm). No início de cada lote foram cultivados 50 indivíduos de *Daphnia similis* e 60 de *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*. A repicagem foi feita semanalmente, com indivíduos de idade em torno de 24 horas, com a finalidade de manter lotes de organismos com idades controladas. As culturas destes organismos foram mantidas em estufa incubadora, com controle de temperatura e luminosidade: fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 horas de escuro, intensidade luminosa de 1000Lux e temperatura de 22 ± 2 °C.

Foi utilizada uma água de manutenção, segundo as normas da APHA (1992). Para a elaboração desta água foi utilizada água mineral (DAFLORA), acrescida de alguns reagentes (descritos abaixo) para correção de sua dureza.

Para o ajuste da dureza desta água foi utilizada uma solução contendo 1,5 g/L de sulfato de cálcio e uma outra solução contendo 0,2 g/L de cloreto de potássio + 4,8 g/L de bicarbonato de sódio + 6,1 g/L de sulfato de magnésio. Para cada mg de dureza a ser aumentada, acrescenta-se 0,5 mL da primeira solução e 0,25 mL da segunda solução, por litro de água a ser ajustada. Para medida da dureza da água foi feita titulação com solução de EDTA, segundo APHA (1992) e CETESB (1992), seguindo a relação:

$$\text{Dureza (mg de CaCO}_3\text{)} = \text{Vol. de EDTA (mL)} \times 1000 \times F / \text{Vol. de amostra}$$

onde: F= fator de correção do EDTA.

Foi utilizada a alga *Selenastrum capricornutum* e alimento composto de ração para truta e levedura como alimento para *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*. O cultivo da alga *Selenastrum capricornutum* foi realizado em meio W.C. (CETESB, 1986). Na preparação deste meio, o mesmo foi autoclavado por 20 min a 120°C e posteriormente foi inoculada uma concentração estimada em torno de 1×10^4 cél algas/mL. Depois de inoculado o meio, esta cultura foi mantida sob iluminação de 2000Lux, aeração constante e temperatura de $22 \pm 2^\circ\text{C}$.

Após oito dias de cultivo, a cultura foi decantada em geladeira ou centrifugada a 3000 rpm por 10 min., em temperatura entre 15 e 20°C, sendo posteriormente esgotado o meio W.C. para retirada de possíveis nutrientes não aproveitáveis pela alga, produtos metabólicos e ressuspensão das células em meio contendo água mineral mais as soluções S1 e S2. A partir de então, foi feita a estimativa da densidade de algas, através de contagem em Hematocítômetro de Neubauer, sob microscópio óptico. Desta forma, foi calculado o volume da suspensão a ser adicionada para as culturas de zooplâncton, de forma que as mesmas recebessem 10^5 cel/L por dia. O cálculo do volume de suspensão de algas foi feito utilizando-se a expressão:

$$V_1 N_1 = V_2 N_2$$

onde: V_1 = Volume da suspensão algácea a ser adicionada na cultura

N_1 = número de cel/L da suspensão algácea

V_2 = 1000 mL

N_2 = concentração de cel/L desejadas (10^5 cel/L)

Juntamente com as algas foi oferecido às culturas zooplanctônicas um alimento composto, preparado com fermento biológico seco tipo Fleischmann e ração para truta. O procedimento para a preparação do alimento composto, a base de ração para truta foi o seguinte:

1) adicionar 5 g de ração para truta em 1 L de água destilada, mantendo sob aeração por uma semana e completando o volume de água evaporada;

2) após esse período, deixa-se a solução em repouso para decantar, filtrando o sobrenadante em rede de plâncton (malha de 45 μm) e descartando-se o material sedimentado;

3) distribui-se esse filtrado em frascos de 50 mL, conservando-os em freezer a -20°C , até o momento de uso;

4) no momento de uso adiciona-se, para cada frasco de 50 mL, 0,25 g de fermento biológico seco diluído em 50 mL de água destilada.

Para cada lote de ração preparada, calcula-se o peso seco de alimento por mililitro ou o teor de sólidos totais em suspensão e, a partir do resultado obtido, calcula-se o volume de alimento a ser adicionado por dia às culturas, de modo a obter uma concentração de sólidos em suspensão, de 14 mg/L.

3.7.1.2.4 Controle de qualidade dos organismos-teste

O controle da qualidade das condições fisiológicas dos clones das espécies utilizadas nos testes toxicológicos foi realizado mensalmente, através da avaliação da sensibilidade, aplicando-se um teste de sensibilidade com substâncias de referência, segundo recomendações da USEPA (1994). As substâncias de referência constituem-se de dicromato de potássio para *Daphnia similis*, o cloreto de sódio para *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*

Segundo os procedimentos descritos em CETESB (1992), para os ensaios de sensibilidade com *Daphnia similis* foram preparadas as seguintes concentrações-teste que terão como base a água de cultivo: 0,02; 0,04; 0,16 e 0,32 e duas soluções estoques de 1,0 e 0,1 mg/L de dicromato de potássio. Os organismos em estágio de neonatos (idade entre 0 e 24 horas) foram expostos em diferentes concentrações para comparação com a amostra controle, onde existe somente a água de cultivo. Para cada concentração foram feitas trélicas, com 5 neonatos cada. Durante o período de teste, os organismos foram mantidos no escuro e sem alimento, em sala com temperatura variando de 22 a 25°C. Após o período de exposição (24 horas), procedeu-se à contagem dos organismos imóveis, sendo assim considerados aqueles que não conseguirem se movimentar dentro de um intervalo de 15 segundos, após leve agitação da amostra. Os organismos foram considerados aptos para serem utilizados em testes de toxicidade quando o valor da CE (I)₅₀, 24H (Concentração Efetiva Inicial Média) estivesse entre 0,04 e 0,17 mg/L de dicromato de potássio (CETESB, 1992). Foi calculado o CE (I)₅₀, 24H através do método Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON *et al.*, 1977).

Os testes de toxicidade aguda, para avaliação da sensibilidade das espécies *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* ao cloreto de sódio, foram feitos de modo semelhante aos testes com *Daphnia similis* (CETESB, 1992). As concentrações testes usadas foram: 1,0; 1,3; 1,6; 2,0 e 2,2 mg/L de NaCl, a partir de uma solução estoque de 10 mg/L em água destilada. Foram

considerados adequados para serem utilizados nos testes de toxicidade os organismos que apresentavam valores de CE (I)₅₀, 48H entre a faixa de 1,33 e 1,82 g/L de cloreto de sódio (CETESB, 1992). Foi calculado o CE (I)₅₀, 48H através do método Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON *et al.*, 1977).

Durante o período de avaliação da sensibilidade de todos os organismos-teste foram tomadas medidas de temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e dureza, no início e término dos experimentos, para as diferentes soluções testadas.

3.7.1.3 Análise de cianotoxinas em florações de cianobactérias presentes nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê

Todo o material obtido durante as etapas de coletas no estudo foi liofilizado a -30 °C (LIOFILIZADOR LB 5000 TT – TERRONI-FAUVEL) até plena desidratação. Este material seco foi pesado em balanças analíticas (precisão de 10⁻⁴ g), acondicionado à vácuo e mantido sob refrigeração a -20 °C para melhor preservação. Este material, posteriormente, foi submetido a uma análise de identificação e quantificação de cianotoxinas, bem como nos testes toxicológicos.

3.7.1.3.1 Quantificação de hepatotoxinas com o imunoenensaio para microcistinas

Para as análises das microcistinas intracelulares das algas, foram pesados 30 mg do material liofilizado, diluídos em 10 mL de água deionizada, congelados e descongelados em alternância e sonificados (HIGH INTENSITY ULTRASONIC PROCESSOR, MODEL 50 Watt) por três ciclos de 1 minuto cada, a 20 kHz com amplitude 100, sob banho de gelo para evitar aquecimento da amostra. Após a sonificação, este extrato homogeneizado foi filtrado (Millipore, ester de celulose 0,45 µm), obtendo-se a solução final que foi analisada no “Kit” Imunoenensaio específico para microcistinas ELISA (ENVIROLOGIX, INC ®), descrito por Chu *et al.* (1990). Foi utilizado leitor de placa ELISA com comprimento de onda de 450 nm, sendo a concentração de microcistinas expressa como equivalentes à microcistina – LR.

3.7.1.3.2 Quantificação de neurotoxinas (saxitoxinas, neosaxitoxinas e goniautoxinas) em cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE)

Para a análise das saxitoxinas intracelulares das cianobactérias, foi utilizado o método descrito por Oshima (1995) e adaptado para o uso de extratos liofilizados. Nesta análise, 10 mg de material liofilizado foram dissolvidos em 10 mL de ácido clorídrico (0,05 N) e sonificados (High INTENSITY ULTRASONIC PROCESSOR, MODEL 50 Watt) por três ciclos de 1 minuto cada, a 20 kHz com amplitude 100, sob banho de gelo para evitar aquecimento da amostra, sendo o extrato

filtrado (Millipore, éster de celulose). A amostra foi posteriormente derivatizada pelo método do periodato e peróxido para análise em CLAE (SHIMADZU, JAPAN). Foram analisadas as presenças de saxitoxinas, neosaxitoxinas e goniautoxinas (GTX-1, GTX-2, GTX-3, GTX-4).

Tendo em vista que o método utilizado (OSHIMA, 1995) no presente estudo para a detecção das saxitoxinas promove, durante a análise, a separação e quantificação das diferentes variantes das toxinas paralisantes de moluscos (PSTs), e que a Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) recomenda a expressão do Valor Máximo Permitido desses alcalóides em equivalentes de saxitoxinas, foi realizada a conversão dos resultados obtidos individualmente dessas variantes tóxicas para um valor que representa a toxicidade total da amostra, na forma da variante mais tóxica, ou seja, em saxitoxinas. Para tanto, converteu-se o valor quantificado em cada uma das variantes do grupo das PSTs detectadas nas amostras, na forma de equivalentes de saxitoxinas (eq. STX), por meio da equação adaptada por Oshima (1995), sendo o resultado final expresso em equivalentes de saxitoxinas/L, segundo a fórmula:

$$\text{eq STX} = \Sigma[(C_i * T_i (\mu\text{g/L}))]$$

onde: C_i = concentração de toxina em microgramas por litro ($\mu\text{g/L}$)

T_i = toxicidade relativa da toxina

Com base nos valores encontrados para microcistina e saxitoxinas por mg de pó liofilizado, foi possível calcular a concentração o valor destas cianotoxinas por litro de água no ambiente segundo a formula descrita:

$$\text{Concentração cianotoxinas/L} = (A \times B) / C$$

onde: A = concentração da cianotoxina por peso de pó liofilizado ($\mu\text{g/mg}$)

B = peso total de amostra liofilizada (mg)

C = Volume total filtrado na rede de plâncton que gerou o pó liofilizado (L)

Toda a etapa de análise de cianotoxinas foi realizada na Unidade de Pesquisa em Cianobactérias da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, RS, com o apoio e supervisão técnica do Prof. Dr João Sarkis Yunes.

3.8 Análise dos Resultados

Os resultados obtidos durante o estudo foram armazenados em planilhas eletrônicas dos programas Excel (WINDOWS XP) e Origin (Versão 7.5), sendo os parâmetros estatísticos calculados segundo os métodos estatísticos descritos logo abaixo: “

Análise de correlação de Pearson - Foi realizada por meio do programa estatístico “Statistica for Windows”, versão 6.0.

Análise de Componentes Principais (ACP) - Foi realizada por meio do programa estatístico FITOPACT versão 9.0.

Análise de Cluster – O agrupamento entre os reservatórios foi realizado conforme a técnica de Linkagem Média (UPGMA), segundo o programa “Statistica” versão 6.0.

4 RESULTADOS

4.1 Variáveis Climatológicas

Os dados obtidos junto às estações climatológicas de Jaú, Araçatuba e Aurifloma, referenciadas nesse estudo, em função da localidade das mesmas, permitiram uma análise do comportamento e distribuição das chuvas, temperaturas do ar e intensidade dos ventos e possibilitaram estimar os possíveis efeitos destas condições nos reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê. Os resultados referentes à precipitação pluviométrica estão apresentados na Figura 12 e Tabela 8 (Anexo), os de temperatura na Figura 13 e Tabela 9 (Anexo), e os de intensidade dos ventos na Figura 14 e na Tabela 10 (Anexo).

4.1.1 Precipitação pluviométrica

De acordo com os dados fornecidos pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC), os valores referentes à precipitação apresentaram um padrão normal esperado, com altos valores nos meses marcados por chuva na região, com destaque para os meses de dezembro de 2002 e janeiro a abril de 2003, enquanto que os menores registros estiveram compreendidos no período de seca, entre os meses de maio e setembro de 2003. Durante o mês de janeiro de 2003 foram observadas as maiores precipitações acumuladas, com valores de 406 a 409 mm nas estações medidoras de Jaú e Araçatuba, respectivamente. Quando comparados à média normal para o período de chuvas na região, percebe-se que nestas duas estações foram registrados valores um pouco acima da média normal esperada (entre 468 e 482 mm, respectivamente). O mês de julho de 2003 foi marcado pelos menores registros de chuva na região, principalmente nas estações climatológicas de Jaú e Aurifloma, com valores mínimos acumulados de 3,2 e 4,9 mm, respectivamente. Os menores níveis de precipitação registrados estiveram abaixo da média normal climatológica na região, com valores entre 42,2 e 22,2 mm, respectivamente (Figura 12).

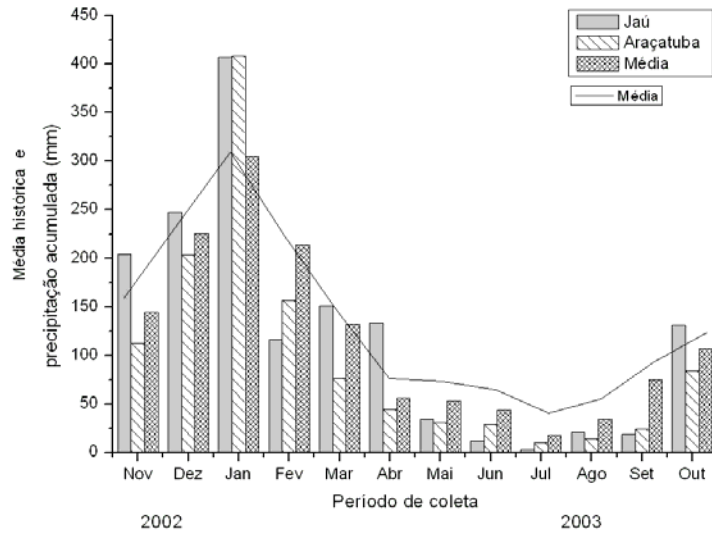


Figura 12. Valores mensais de precipitação pluviométrica acumulada (mm) durante o estudo e média histórica nas estações medidoras de Jaú, Araçatuba e Auriflana.

4.1.2 Temperatura do ar

Os resultados referentes à temperatura do ar demonstram que os maiores valores (médias das máximas) foram registrados nos meses de novembro e dezembro de 2002, e fevereiro de 2003, enquanto que os menores valores (médias das mínimas) estiveram compreendidos entre os meses de maio, julho e agosto de 2003. A maior temperatura do ar foi verificada no mês de dezembro de 2002, com valor de $33,7^{\circ}\text{C}$, na estação de Araçatuba, enquanto a menor foi observada em agosto de 2003, com o valor de $11,5^{\circ}\text{C}$, na estação de Jaú (Figura. 13).

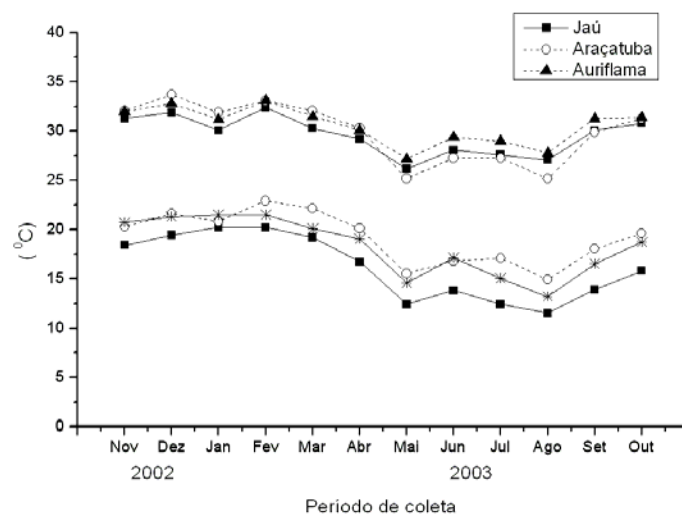


Figura 13. Variação da temperatura do ar (máximas e mínimas) durante o período de estudo nas estações medidoras de Jaú, Araçatuba e Auriflana.

4.1.3 Velocidade do vento

Segundo os dados obtidos nas estações meteorológicas próximas às cidades de Jaú, Araçatuba e Auriflâma, observa-se um padrão espaço temporal nos valores da velocidade dos ventos registrados durante o estudo. Os maiores valores registrados de ventos (> 9 km/h) ocorreram principalmente nas estações de Araçatuba e Auriflâma, durante períodos intermediários entre as estações de chuva e de seca na região estudada. Pode-se constatar que as menores intensidades de ventos (< 6 km/h) estiveram compreendidas principalmente na estação de Jaú, em dois períodos distintos: um no início da estação chuvosa e outro ao final da estação de seca na região. Estes resultados, referentes à intensidade dos ventos correspondem à média obtida durante a semana em que foram realizadas as coletas nos reservatórios do rio Tietê (Figura 14).

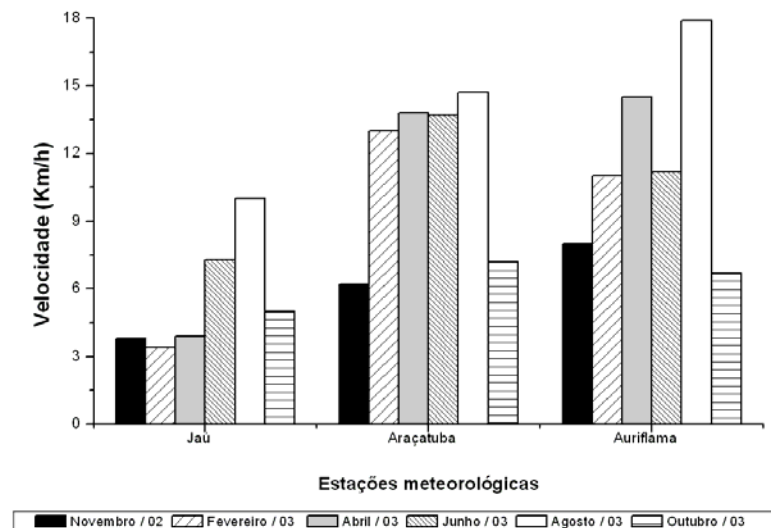


Figura 14. Valores de velocidade do vento (km/h) obtidos nas estações meteorológicas localizadas na área de abrangência e no período de estudo.

4.2 Variáveis Hidrológicas

4.2.1 Valores de vazão defluente e tempo de residência da água nos reservatórios do Sistema Tietê

A vazão defluente e o tempo de residência da água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê apresentaram variações em seus valores 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 15 e na Tabela 11 (Anexo).

Os maiores valores de vazão defluente (média mensal) ocorreram entre os meses marcados por chuvas (novembro/2002 a março/2003), com destaque para os reservatórios de Nova Avanhandava, Três Irmãos, Promissão e Ibitinga, que apresentaram os maiores registros de vazão ($> 430 \text{ m}^3/\text{s}$). Os menores valores de vazão (média mensal) ocorreram nos meses típicos de seca na região (maio a agosto de 2003), destacando-se os reservatórios de Barra Bonita e Bariri, cuja vazão mínima foi de $200 \text{ m}^3/\text{s}$.

Foi observada uma variabilidade espaço temporal durante o estudo, para o tempo (dias) que a água permaneceu em cada um dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê. Os menores valores registrados para o tempo de residência da água nos reservatórios investigados foram verificados durante os meses marcados por chuvas (novembro/2002 a março/2003), principalmente nos reservatórios de Bariri e Ibitinga, com valores mínimos registrados de 14 e 34 dias, respectivamente. Os maiores valores do tempo de residência ocorreram nos meses de seca (maio a setembro/2003), destacando-se os reservatórios de Promissão e Três Irmãos, onde os valores máximos foram de 230 e 292 dias, respectivamente. Valores intermediários do tempo de residência da água, entre 134 e 56 dias, foram observados ao longo do período de estudo nos reservatórios de Barra Bonita e Nova Avanhandava, respectivamente.

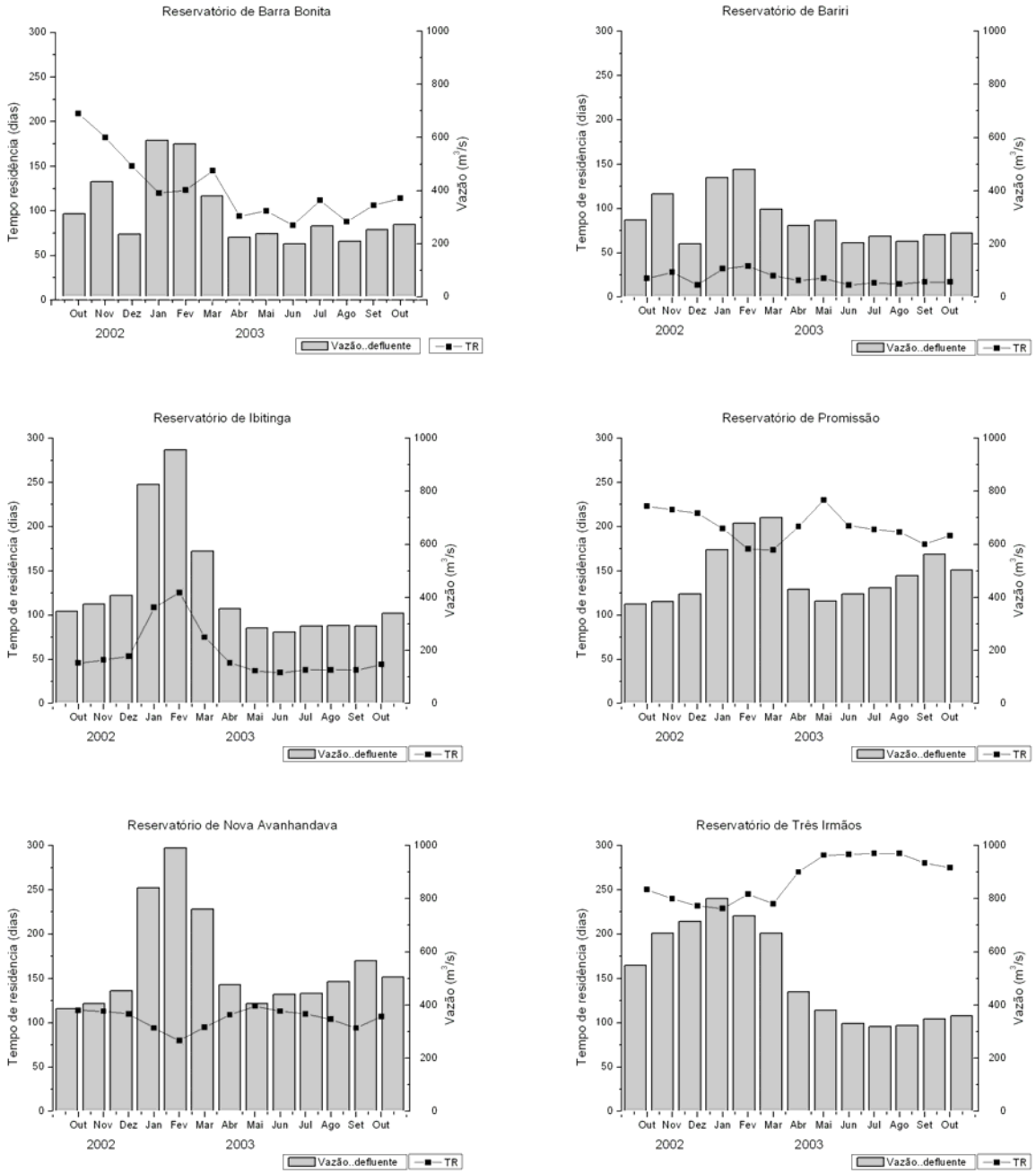


Figura 15. Valores de vazão (m³/s) e tempo de residência da água (dias) nos reservatórios de Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

4.3 Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas (Clorofila *a*) da Água

4.3.1 pH e Condutividade elétrica da água nos Reservatórios do Sistema Tietê

Os dados relativos ao pH e à condutividade elétrica d'água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê estão apresentados nas Tabelas 12 a 17 (Anexo), enquanto que os perfis verticais obtidos podem ser visualizados nas Figuras 16 a 21.

Os resultados obtidos para o pH, nos seis reservatórios do rio Tietê não demonstraram variações espacial e temporal definidas entre seus valores, durante o período de estudo. Constatou-se que os valores registrados de pH nos reservatórios investigados indicaram uma condição levemente alcalina na superfície ou subsuperfície da coluna d'água, com mudanças para condições ligeiramente ácidas nas porções de fundo destes ambientes. Os maiores valores do pH da água foram registrados nos três primeiros reservatórios do rio Tietê (reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga), em especial durante o mês de novembro de 2002. Ocasionalmente, esses valores apresentaram oscilações nos demais ambientes, variando de um mínimo de 6,06 (no reservatório de Barra Bonita, em fevereiro de 2003) a um valor máximo de 10,28 (no reservatório de Bariri em novembro de 2002), ambos valores registrados durante o momento da coleta.

Os perfis da condutividade elétrica da água demonstraram um padrão homogêneo em seus valores ao longo da coluna d'água, para a maioria dos reservatórios durante o estudo, com poucas casos de exceção ao observado. Foi constatada a redução gradativa nos valores de condutividade na água no sentido do primeiro reservatório do rio Tietê (Barra Bonita) em direção ao último (Três Irmãos), com exceção apenas para os reservatórios de Promissão e Nova Avanhandava, durante algumas coletas realizadas. Considerando-se todos os reservatórios, a amplitude de variação registrada foi grande, variando do mínimo de 84 $\mu\text{S}/\text{cm}$, registrado no mês de junho de 2003, no reservatório de Ibitinga, ao máximo de 296 $\mu\text{S}/\text{cm}$, obtido no mês de novembro de 2002, no reservatório de Barra Bonita, ambos valores mensurados durante o momento da coleta. Os valores de condutividade elétrica registrados nos reservatórios em estudo foram maiores nos meses marcados por chuvas (novembro/2002 a abril/2003), enquanto menores valores foram constatados no período de seca (maio a setembro/2003), exceção apenas para as coletas durante os meses de agosto e outubro de 2003, quando altos valores de condutividade foram registrados.

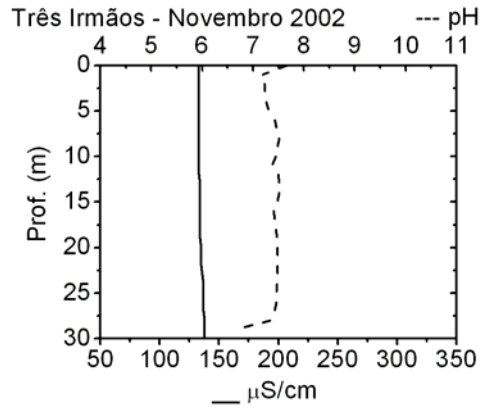
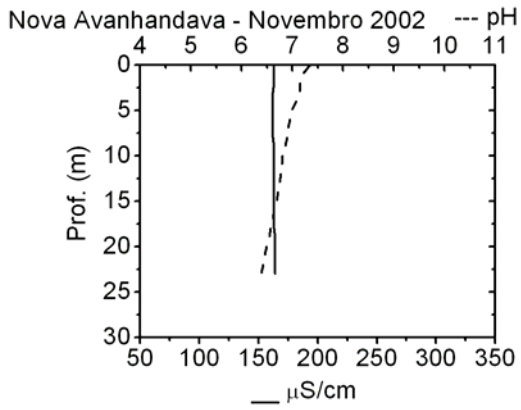
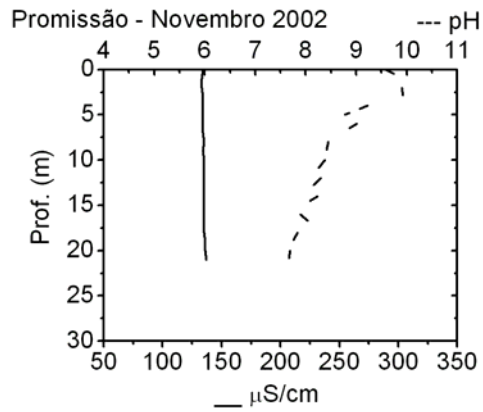
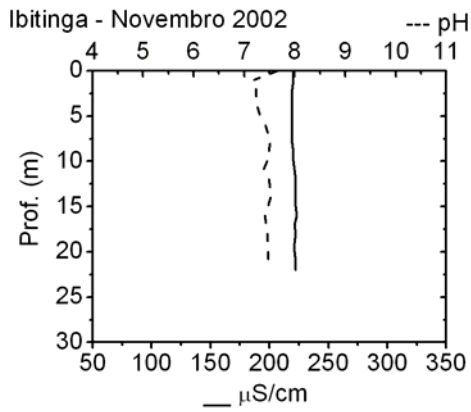
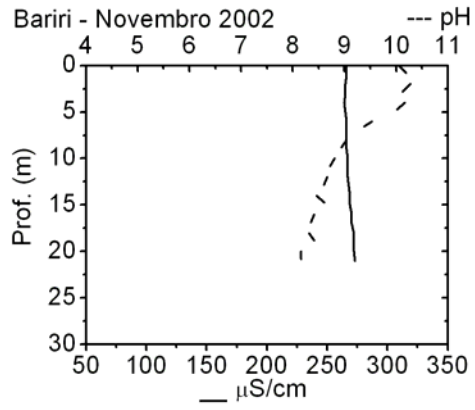
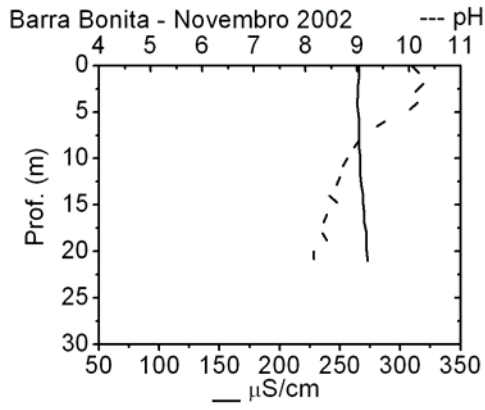


Figura 16. Perfis de pH e condutividade ($\mu\text{S/cm}$) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

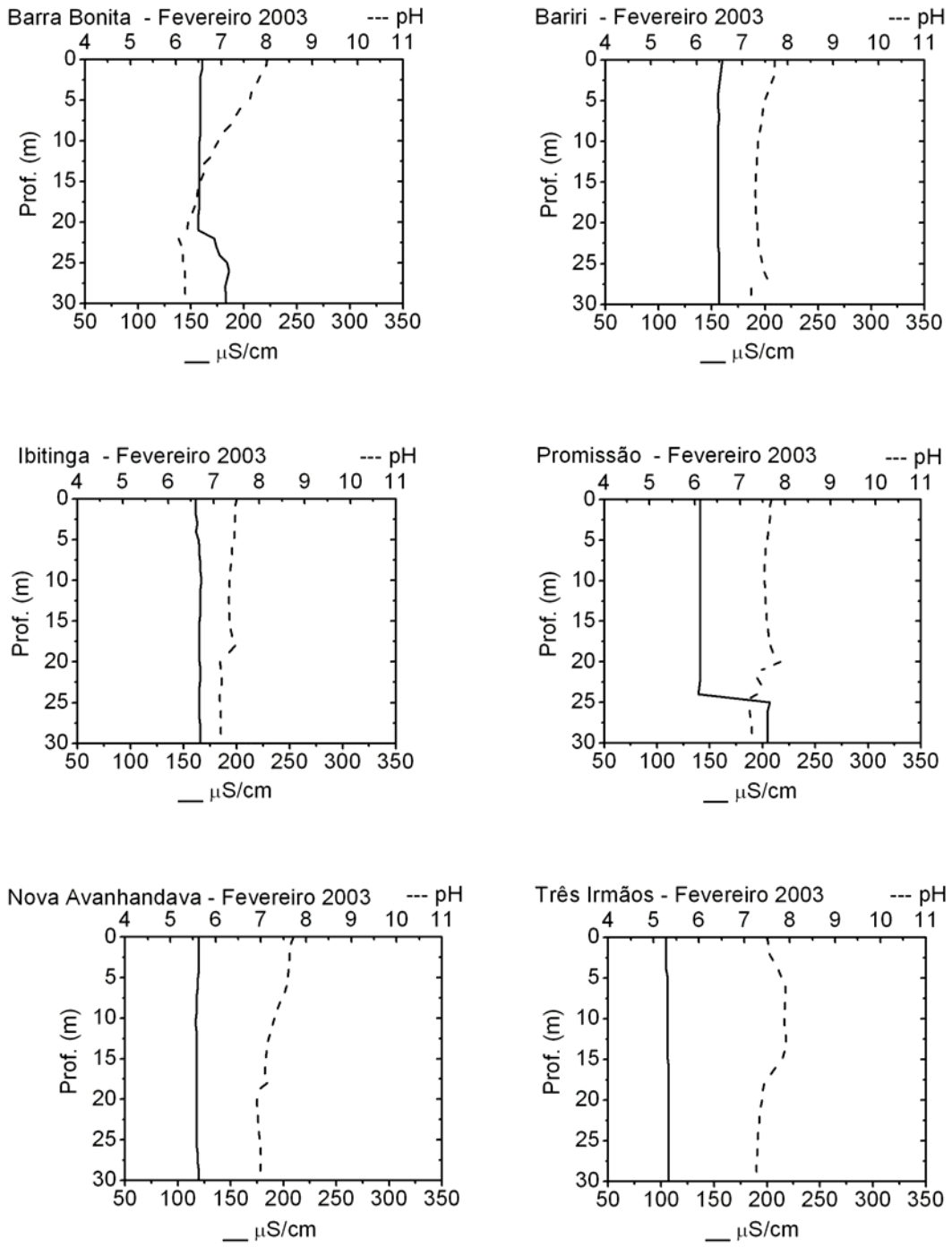


Figura 17. Perfis de pH e condutividade ($\mu\text{S/cm}$) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

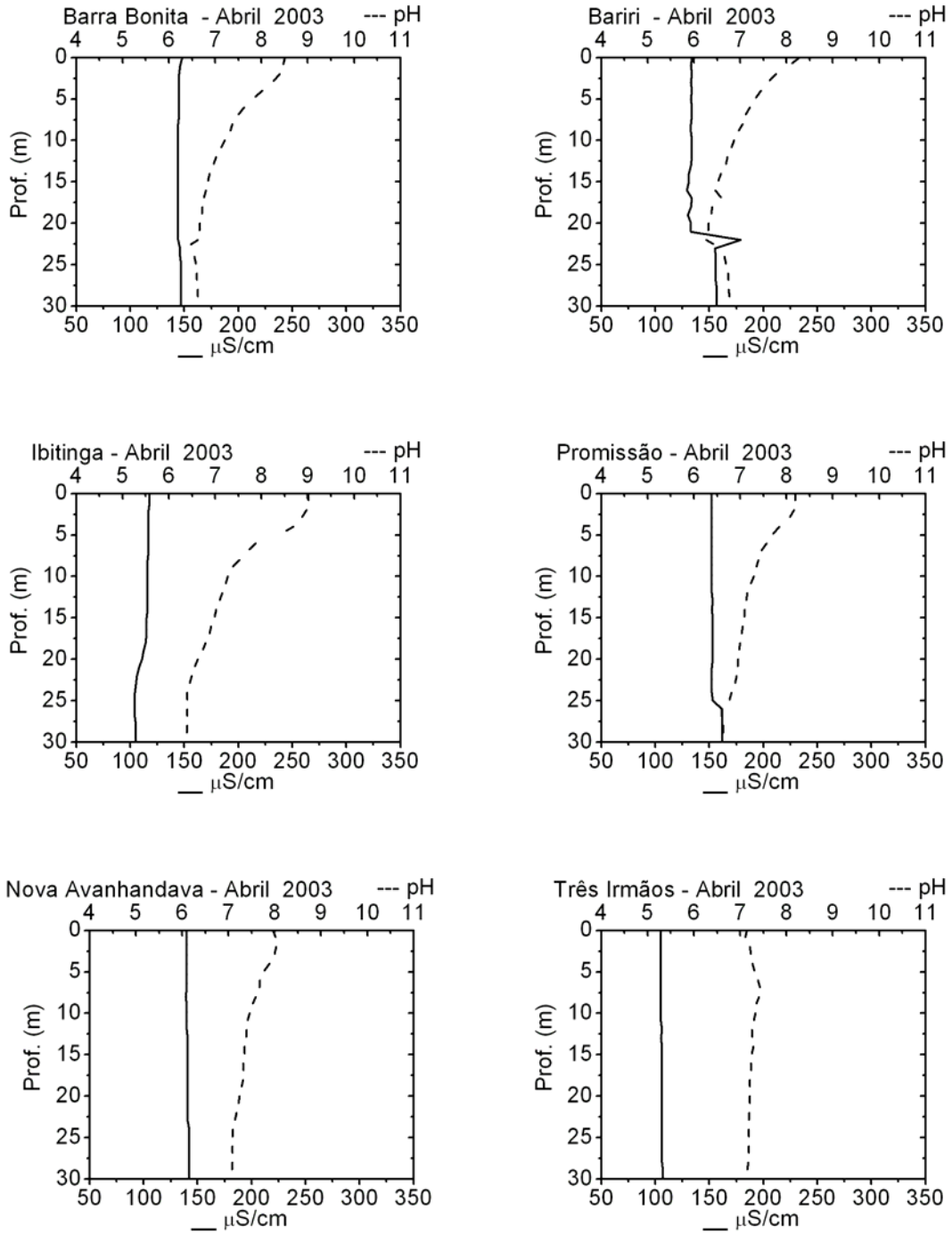


Figura 18. Perfis de pH e condutividade ($\mu\text{S/cm}$) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

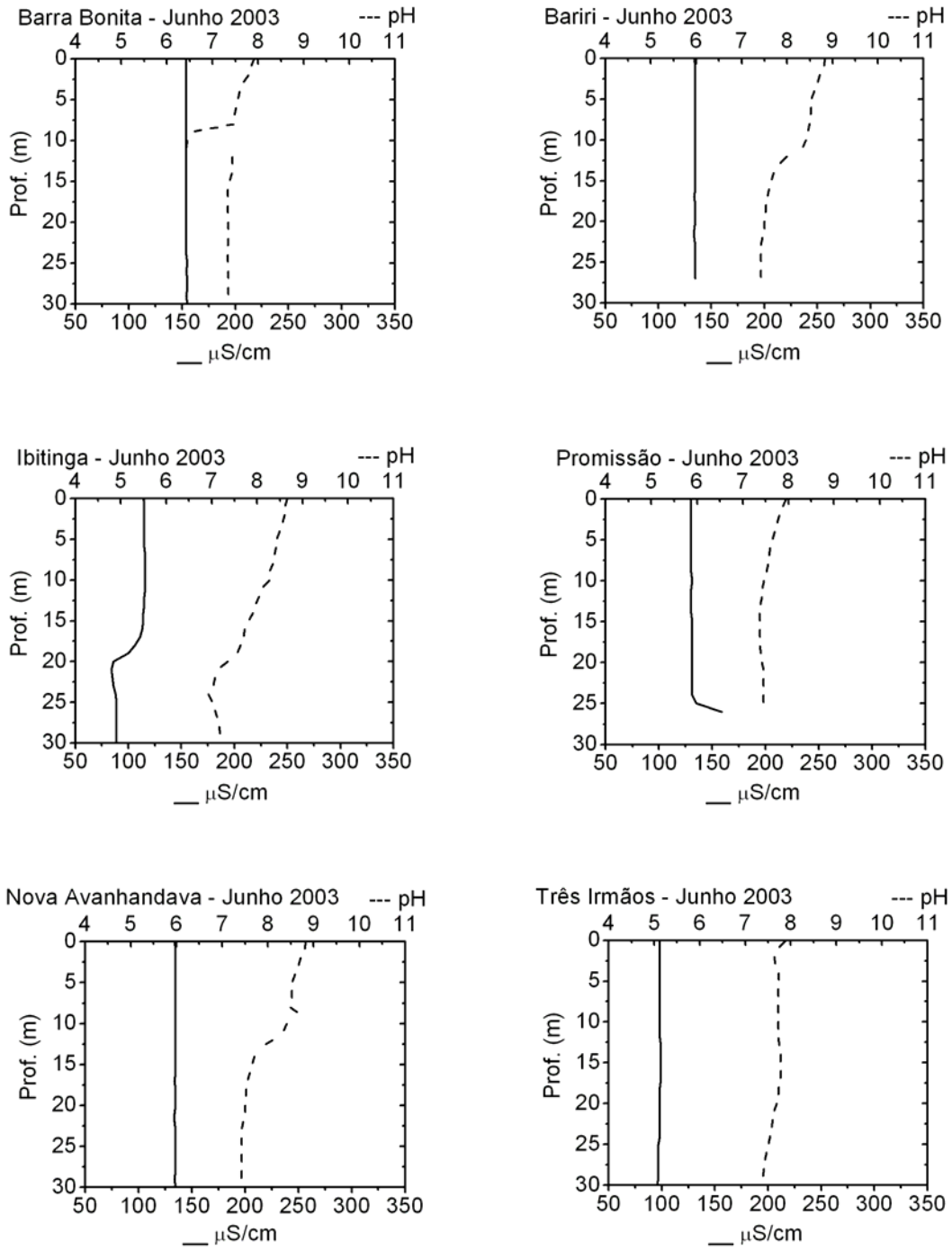


Figura 19. Perfis de pH e condutividade ($\mu\text{S/cm}$) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

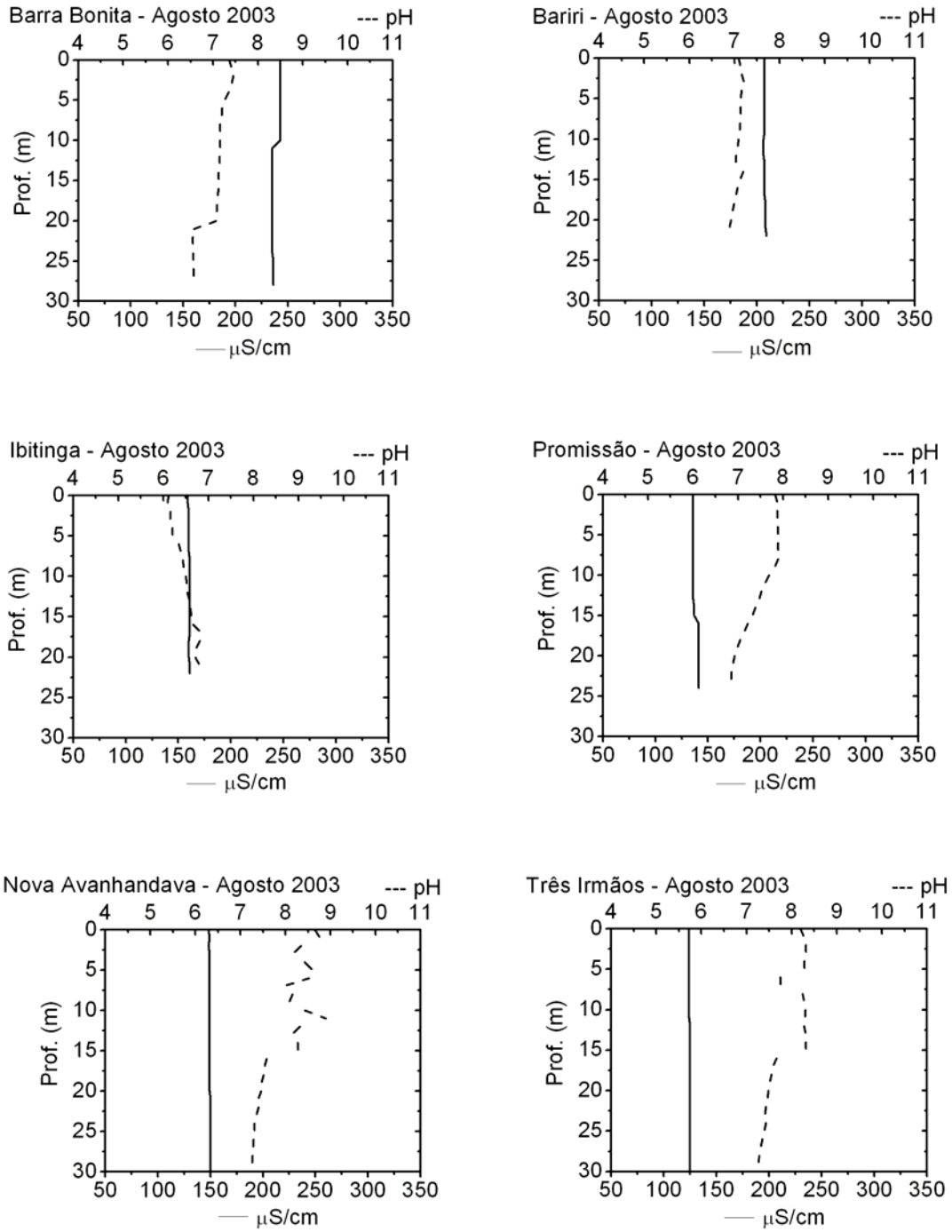


Figura 20. Perfis de pH e condutividade ($\mu\text{S/cm}$) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

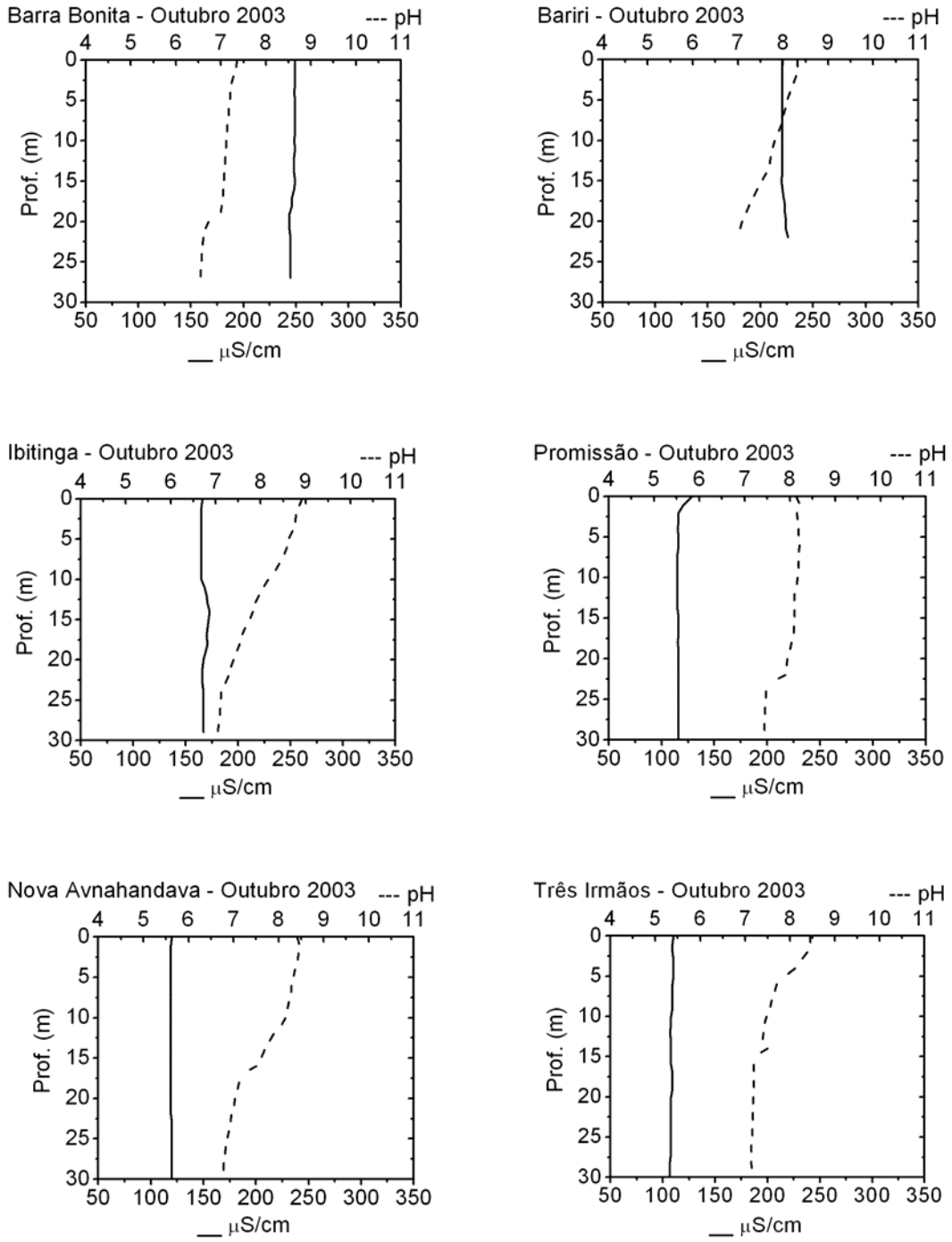


Figura 21. Perfis de pH e condutividade ($\mu\text{S/cm}$) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

4.3.2 Oxigênio dissolvido e temperatura na coluna d'água nos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados relativos aos valores de oxigênio dissolvido e temperatura da água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê estão apresentados nas Tabelas 12 a 17 (Anexos), enquanto que os perfis verticais obtidos estão apresentados nas Figuras 22 a 27.

Os resultados obtidos para a temperatura da água, para a maioria dos reservatórios, demonstraram perfis pouco variáveis durante o período de estudo. Os valores registrados mantiveram um padrão de isoterмия, com poucos casos de microestratificação térmica, sendo comum a formação de gradientes suaves, sem uma termoclina acentuada nos reservatórios investigados. Em geral, a temperatura da água registrada entre os reservatórios apresentou um padrão temporal, com os maiores valores compreendidos nos meses de chuvas (estação quente), enquanto que os menores estiveram associados aos meses de seca (período de estação fria), com poucos casos de exceção a esse padrão. A menor amplitude de variação da temperatura da água durante a ocasião das coletas foi observada nos reservatórios de Promissão, em junho de 2003, e Três Irmãos em agosto de 2003, com valores variando de 23,1 a 23 °C e de 21,5 a 21,4 °C, respectivamente, em toda a coluna d'água.

Considerando-se os seis reservatórios investigados durante o estudo, a variação da temperatura da água ocorreu entre um valor máximo de 29,2 °C, obtida no reservatório de Três Irmãos em fevereiro de 2003, a um valor mínimo de 19,2 °C, registrado no reservatório de Barra Bonita, em agosto de 2003, ambos registrados no momento da coleta.

Os perfis verticais de oxigênio dissolvido na coluna d'água, entre os seis reservatórios do Sistema Tietê, não demonstraram uma variação temporal definida durante o período de estudo. Foi observado, em algumas coletas, um aumento gradativo nas concentrações superficiais do oxigênio ao longo dos reservatórios em cascata, no sentido do primeiro reservatório para o último do sistema. Constatou-se, ainda, um padrão de estratificação dos valores de oxigênio na coluna d'água, com concentrações decrescentes em relação à profundidade, com os maiores valores na superfície ou subsuperfície, e os menores valores nas camadas mais profundas. Os perfis de estratificação do oxigênio na coluna d'água foram mais acentuados nos quatro primeiros reservatórios do Sistema Tietê, principalmente nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri. Perfis mais homogêneos foram mais comuns nos dois últimos reservatórios, principalmente no reservatório de Três Irmãos.

As concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água apresentaram variações acentuadas entre seus valores, tendo sido obtidas concentrações de até 13,4 mg/L em determinadas ocasiões (reservatório de Ibitinga – abril/2003), e observada a formação de oxiclina na coluna d'água para alguns reservatórios, a partir dos 5 e 10 metros. As maiores

concentrações de oxigênio dissolvido ocorreram nos três primeiros reservatórios do Sistema Tietê, com destaque para os reservatórios de Barra Bonita e Bariri, em novembro de 2002, com valores máximos de 13,27 e 13,43 mg/L, respectivamente, enquanto que valores próximos ou iguais a zero foram verificados nas camadas mais profundas da coluna d'água, especialmente nos três primeiros, em novembro / 2002; nos quatro primeiros em fevereiro / 2003; em Bariri e Nova Avanhandava em junho / 2003 e nos quatro primeiros em outubro / 2003.

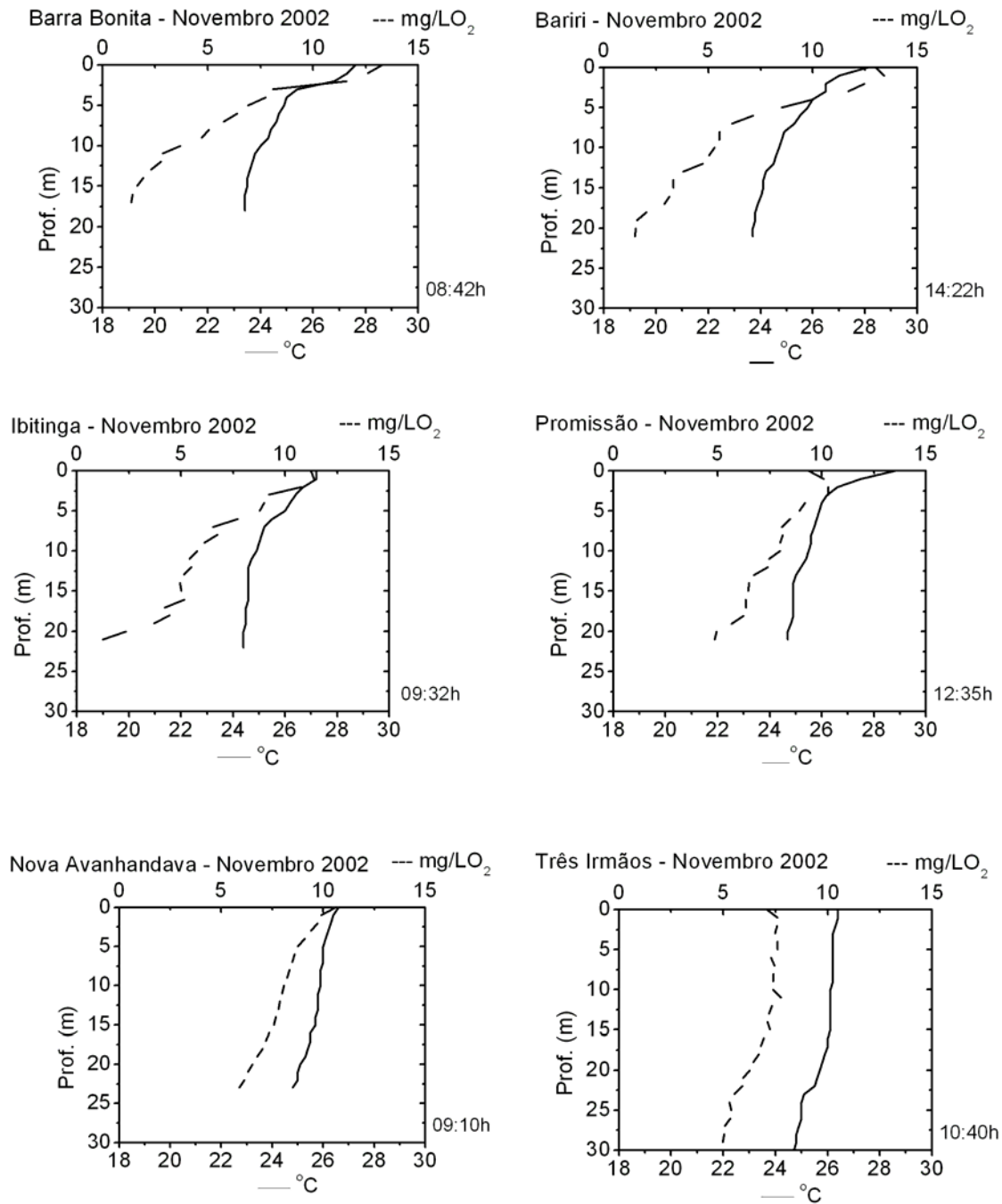


Figura 22. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura (°C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

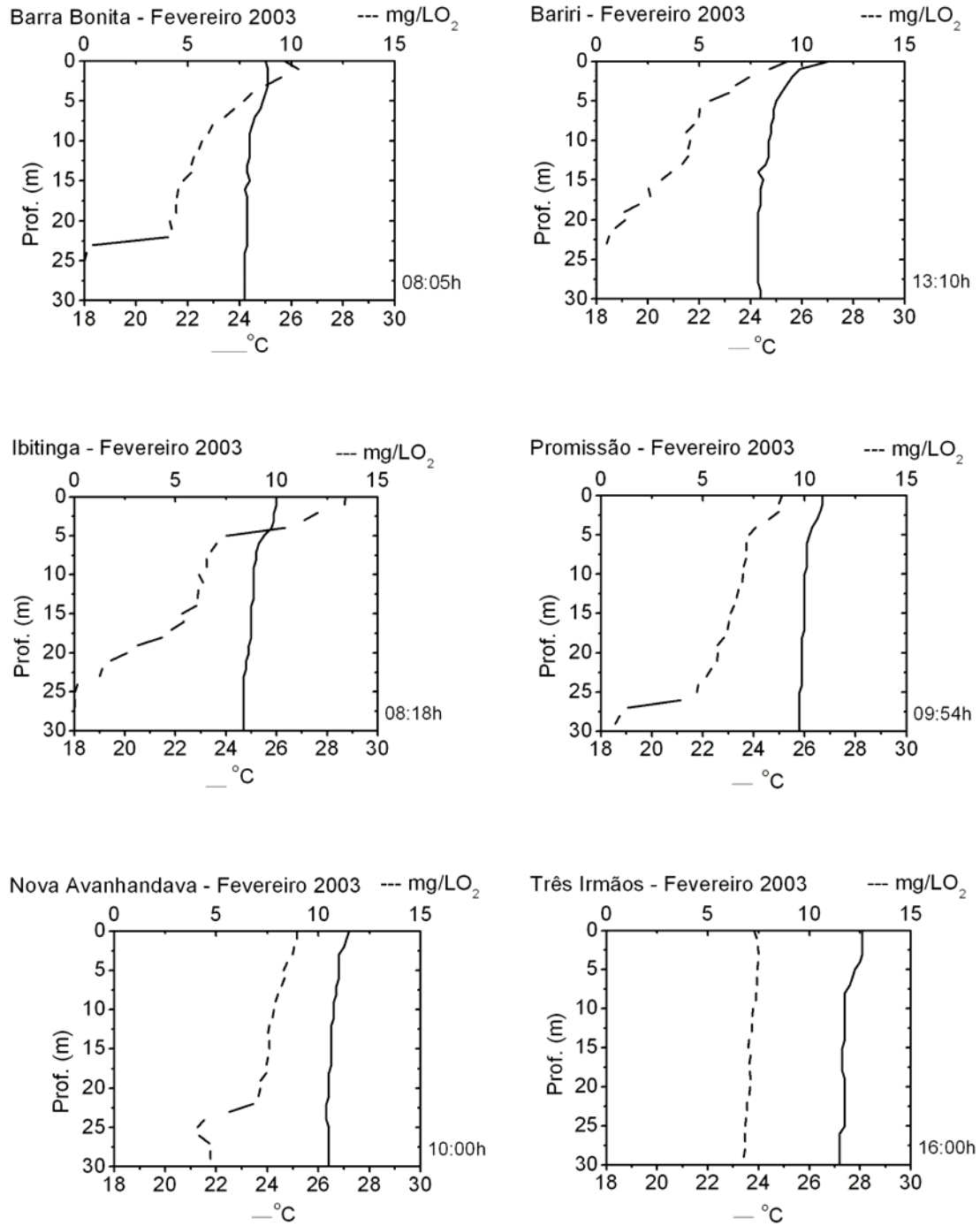


Figura 23. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura (°C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

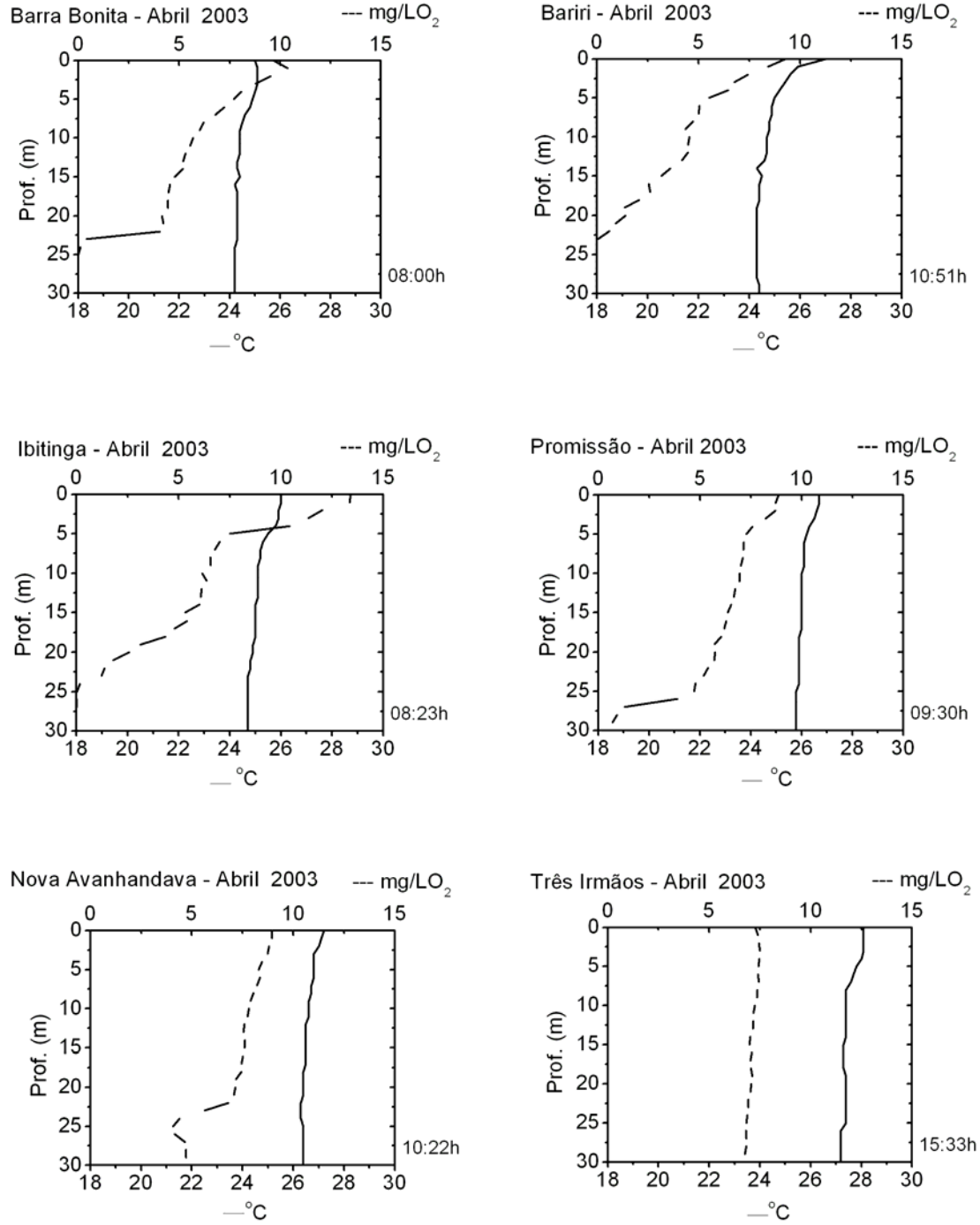


Figura 24. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura (°C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

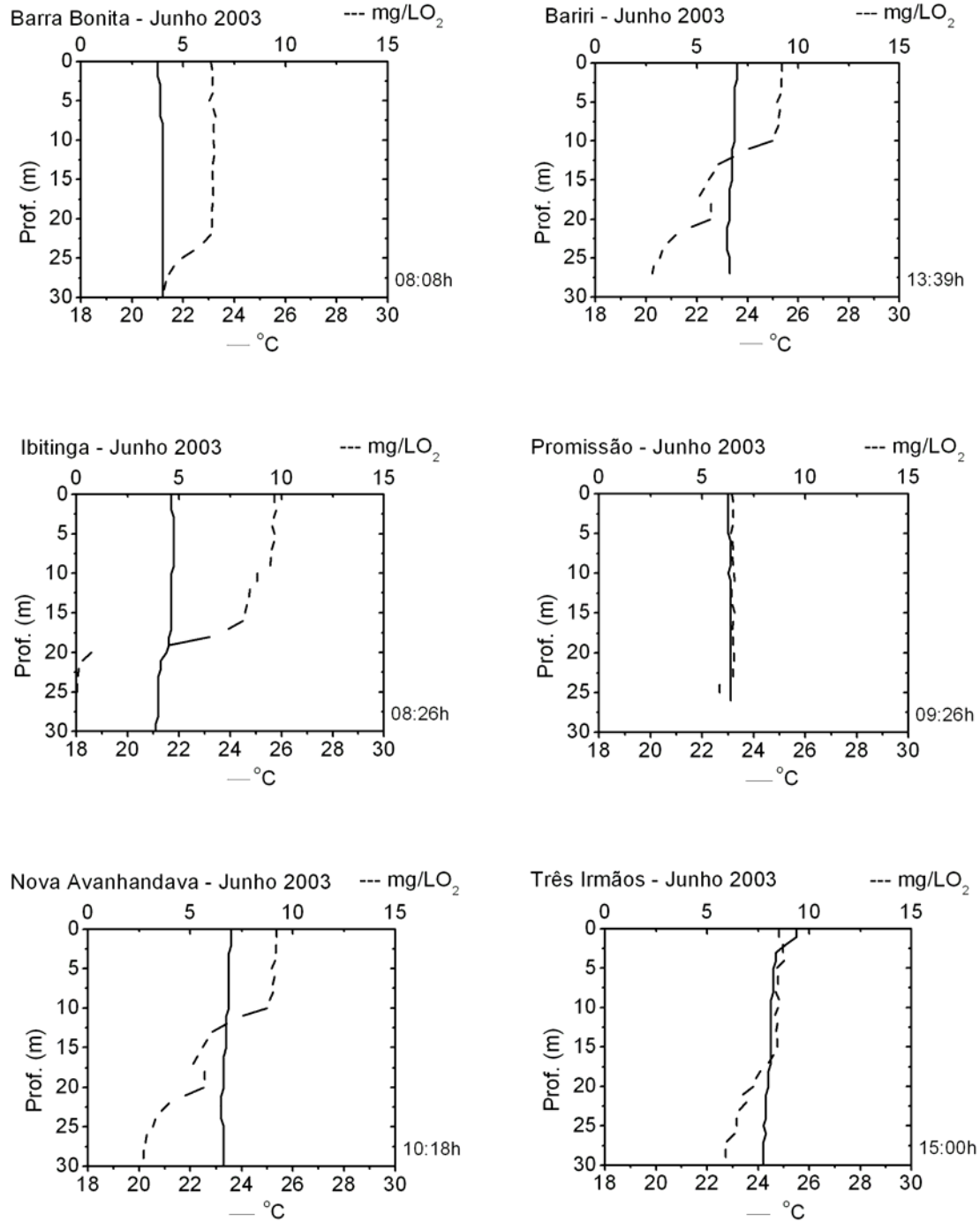


Figura 25. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura (°C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

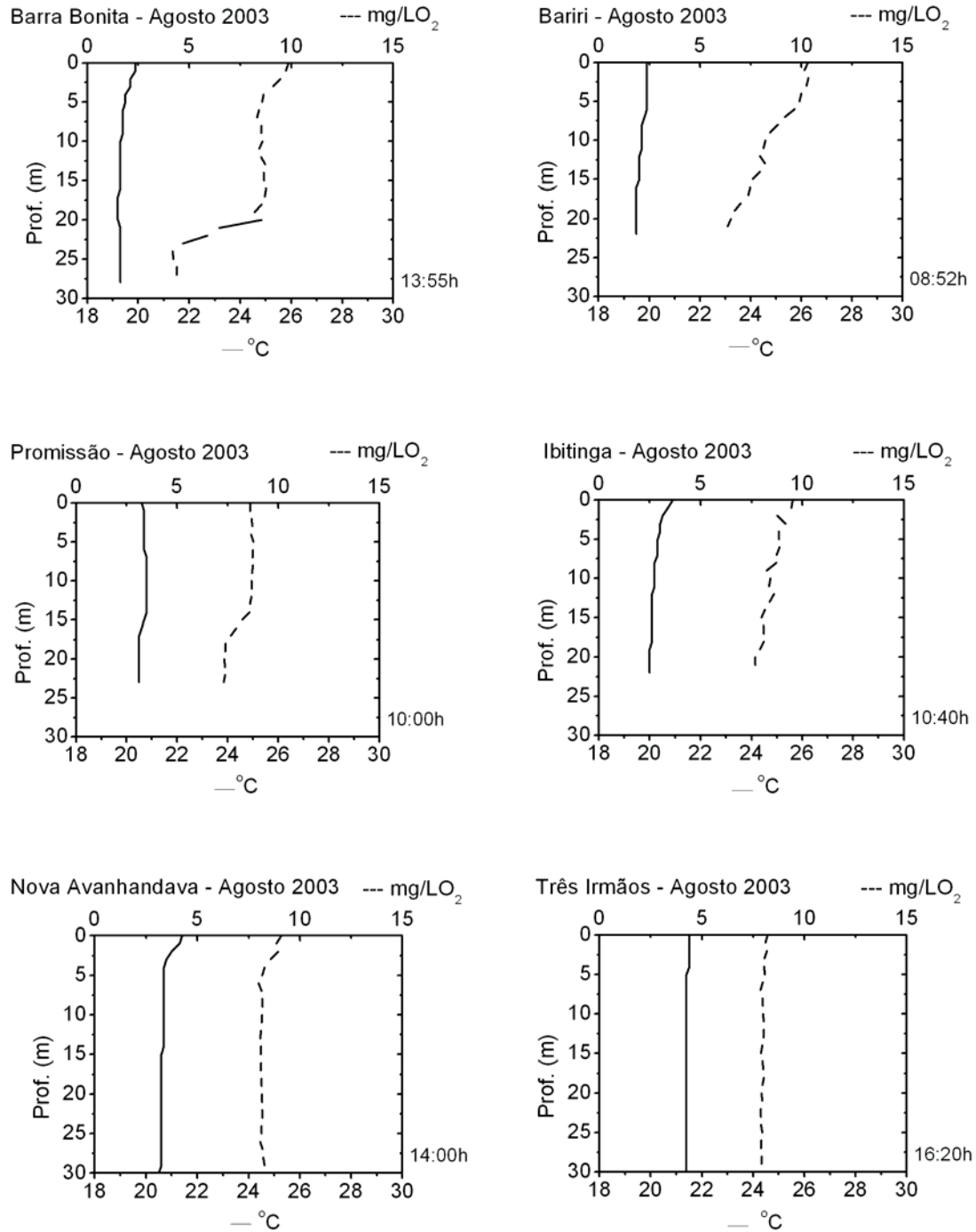


Figura 26. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

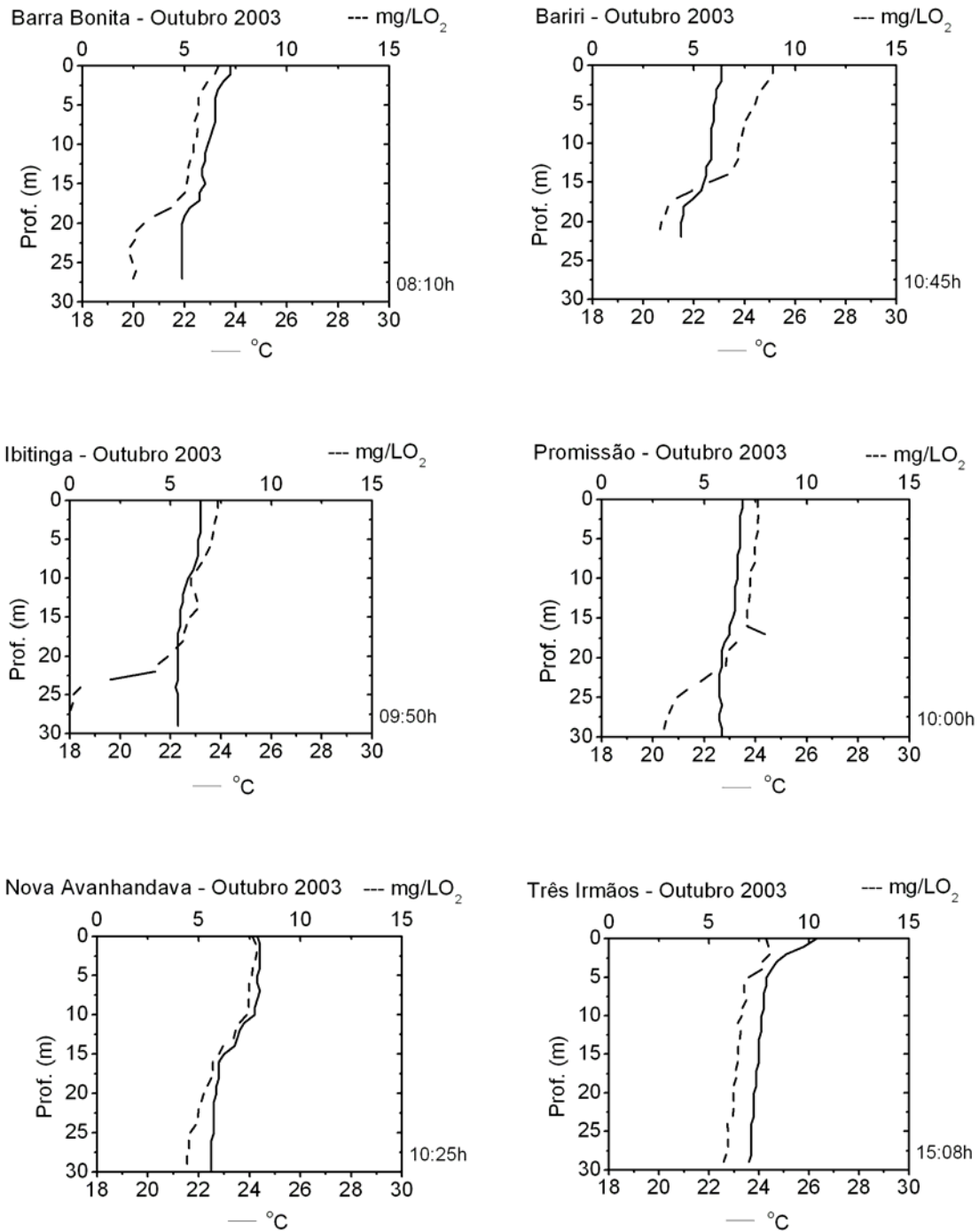


Figura 27. Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura (°C) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

4.3.3 Concentração de material em suspensão na água dos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados relativos ao material em suspensão total nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê estão apresentados na Figura 28 e na Tabela 18 (Anexo), sendo que os resultados das frações orgânicas e inorgânicas estão apresentados na Figura 29 e na Tabela 18 (Anexo).

Pode-se constatar uma variação espaço temporal nos valores registrados para material em suspensão total entre os reservatórios, com reduções gradativas nas concentrações ao longo dos reservatórios em cascata, no sentido do primeiro (Barra Bonita) em direção ao último do sistema (Três Irmãos). As maiores concentrações foram obtidas durante o período chuvoso (novembro/2002 a abril/2003), e as menores durante o período de seca na região (maio a setembro/2003).

As maiores concentrações de material em suspensão total foram registradas nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, em fevereiro de 2003, com valores máximos de 7,93 e 7,18 mg/L, respectivamente. As menores concentrações foram obtidas no reservatório de Três Irmãos, nos meses de junho e agosto de 2003, com valores de 0,94 e 1,35 mg/L, respectivamente.

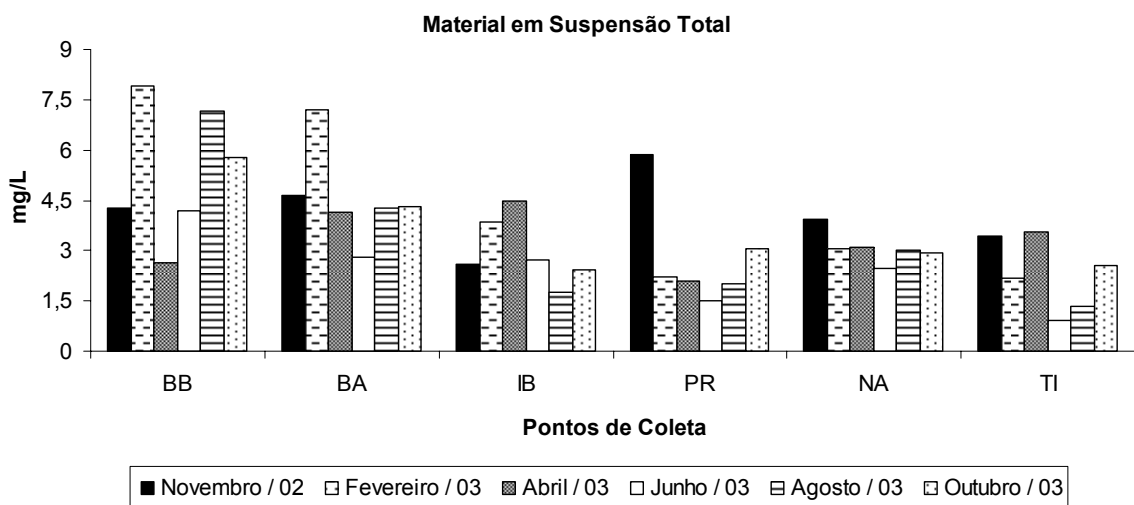


Figura 28. Variações das concentrações de material em suspensão total (mg/L) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

A fração orgânica do material em suspensão predominou em relação à inorgânica, com valores da ordem de 35 a 98 % na composição total nas amostras analisadas entre os reservatórios. Alguns casos de exceção a esse padrão foram observados nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, sendo a parcela da fração inorgânica responsável por até 66 % da composição total das amostras. As maiores concentrações de material orgânico foram verificadas durante os meses marcados por chuvas, sendo as maiores frações encontradas principalmente nos três últimos reservatórios do rio Tietê, com destaque para o reservatório de Promissão, em novembro de 2002, com valor de 5,27 mg/L. Os menores valores da fração orgânica foram registrados durante o período de seca, sendo os três primeiros reservatórios do Sistema Tietê aqueles que nos mostraram as menores frações destes sólidos em suspensão. A menor parcela de material em suspensão orgânico foi registrada no reservatório de Três Irmãos, em agosto de 2003, com o valor de 0,85 mg/L (Figura 29).

Os resultados referentes ao material em suspensão inorgânico demonstram que esses apresentaram baixas concentrações na maioria dos reservatórios, durante o estudo. Ocasionalmente, houve exceções a esse padrão, como o observado em determinadas ocasiões nos reservatórios de Barra Bonita (junho/2003, agosto/2003 e outubro/2003) e de Bariri (fevereiro/2003, abril/2003, junho/2003 e agosto/2003). As maiores concentrações estiveram compreendidas no período de seca, principalmente nos dois primeiros reservatórios do rio Tietê, embora o maior registro desses tenha ocorrido no mês de fevereiro de 2003, no reservatório de Bariri, com valor de 4,35 mg/L. As menores concentrações foram verificadas nos meses de chuva, principalmente nos três últimos reservatórios do Sistema Tietê, com destaque para o reservatório de Nova Avanhandava, em novembro de 2002, com o valor mínimo de 0,03 mg/L (Figura 29).

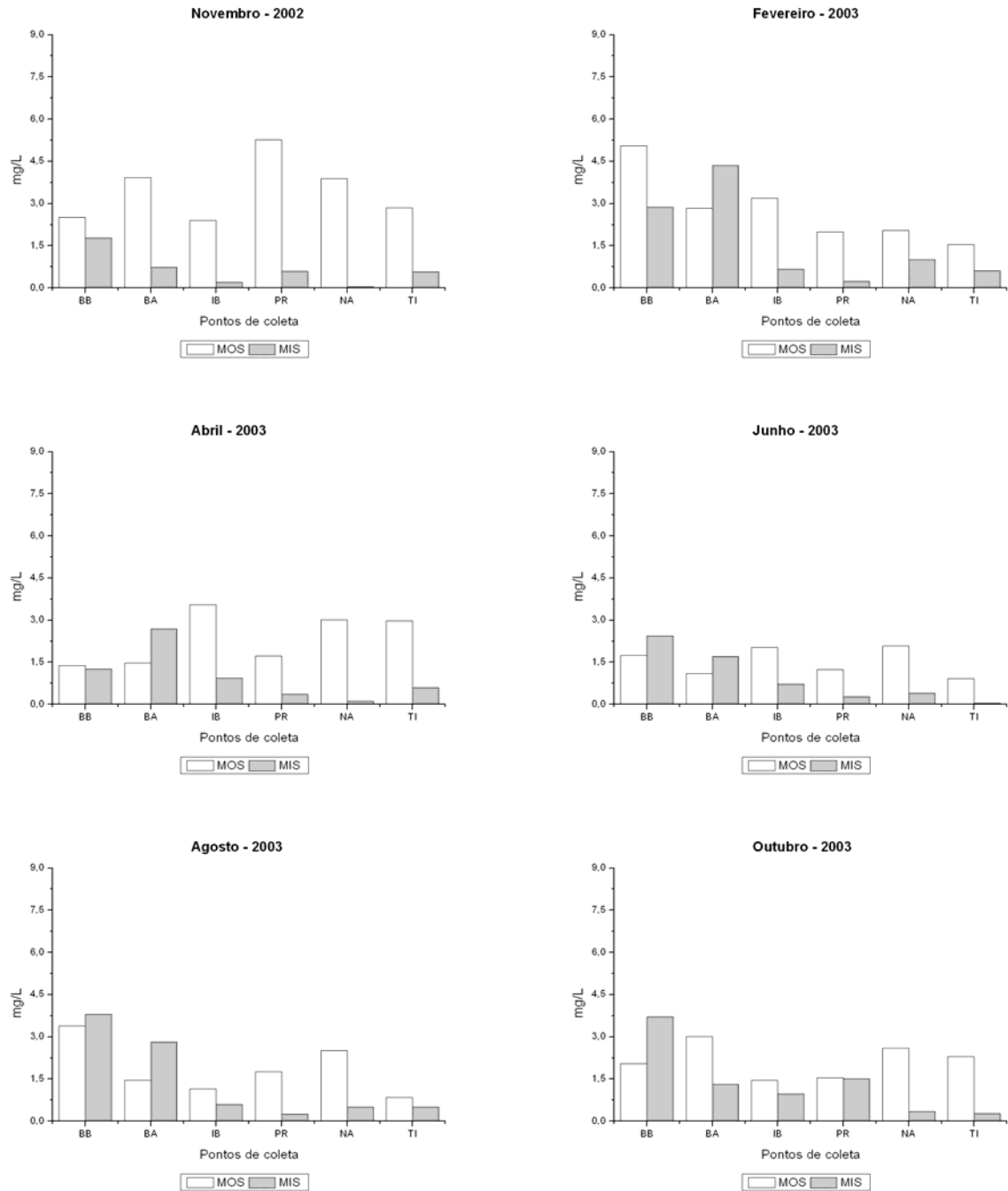


Figura 29. Variações das contribuições das frações orgânicas e inorgânicas para a composição do material em suspensão total nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.3.4 Limite da zona eufótica nos reservatórios do Sistema Tietê

Os valores de transparência da água e os limites da zona eufótica obtidos para cada um dos reservatórios durante o estudo estão apresentados na Figura 30 e Tabela 19 (Anexos). Verificou-se uma similaridade entre os valores encontrados para o limite da zona eufótica e os encontrados para o material em suspensão total. Foi observado, também, um aumento gradativo no limite da zona eufótica a partir do primeiro reservatório (Barra Bonita) em direção ao último (Três Irmãos) do Sistema Tietê, exceto em outubro de 2003, quando baixos valores no limite da zona eufótica foram verificados para a maioria dos reservatórios investigados. Os resultados para o limite da zona eufótica apresentaram uma variação temporal durante o estudo. Os menores valores ocorreram durante o período de chuvas (novembro/2002 a abril/2003) e os maiores nos meses de seca (maio a setembro/2003). O valor mínimo para o limite da zona eufótica foi de 2,4 m, registrado no reservatório de Barra Bonita (fevereiro/2003), enquanto o máximo foi de 19,8 m, registrado no reservatório de Três Irmãos (junho/2003).

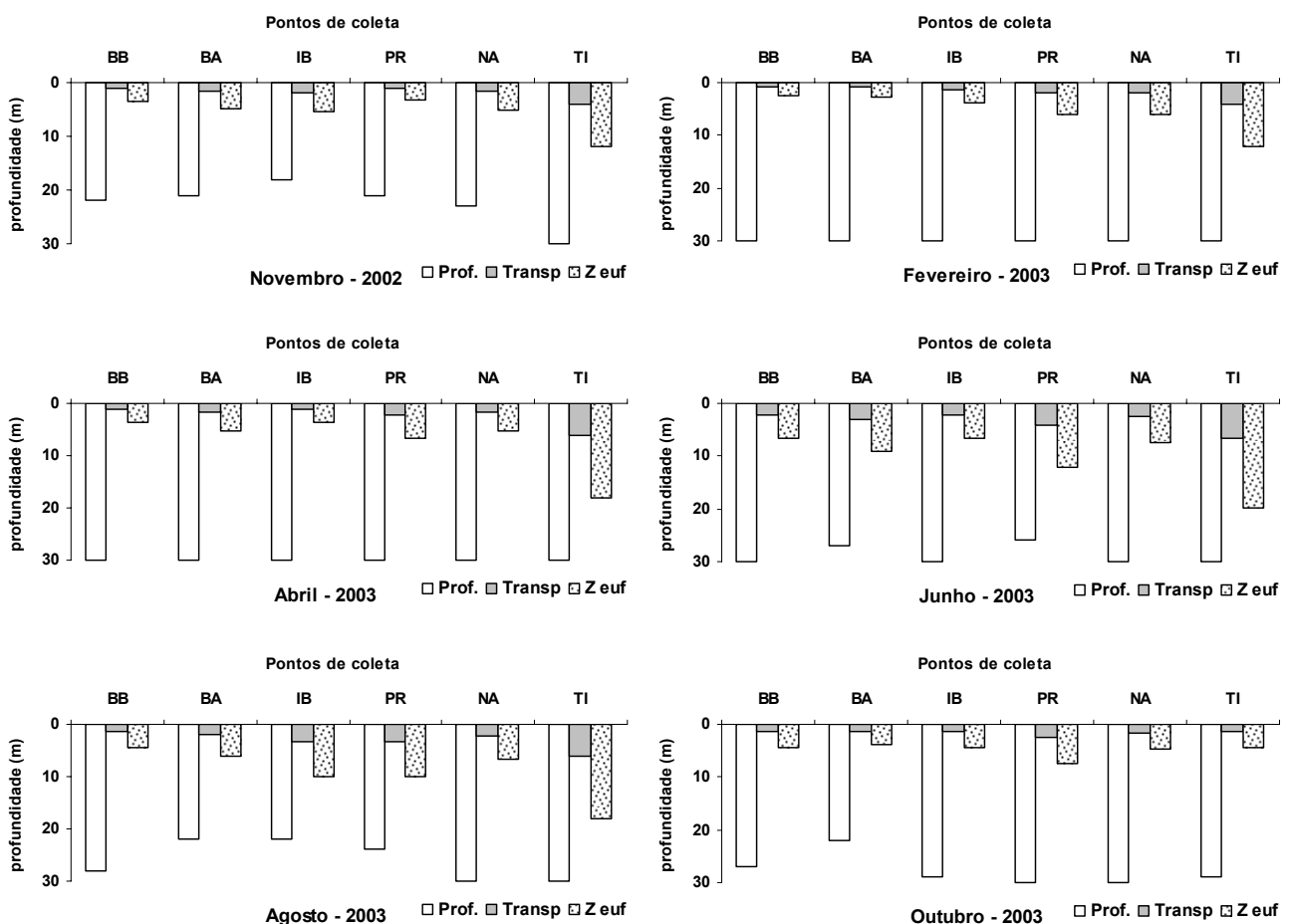


Figura 30. Profundidade (Prof), transparência (Transp) e limite da zona eufótica (Z euf) entre os reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.3.5 Concentrações de nutrientes nos reservatórios do Sistema Tietê

4.3.5.1 Formas nitrogenadas

Os resultados obtidos para as diferentes formas nitrogenadas, inorgânicas e orgânicas encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê demonstram variações espacial e temporal em suas concentrações ao longo do estudo. Constata-se uma redução gradativa nos valores das formas nitrogenadas no sentido do primeiro reservatório do rio Tietê (Barra Bonita) em direção ao último (Três Irmãos). Os resultados para as diversas formas nitrogenadas calculadas nos reservatórios estão apresentados nas Figuras 31 a 34 e nas Tabelas 20 a 25 (Anexo).

Entre as formas nitrogenadas inorgânicas quantificadas, as concentrações de nitrito e nitrato mostraram seus maiores valores nos três primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga), durante dois períodos distintos: um durante a transição do período de chuvas (novembro/2002 a fevereiro/2003) e outro próximo ao final do período de seca (Agosto/2003). Os menores valores para estas duas formas nitrogenadas inorgânicas foram observados nos três últimos reservatórios do Sistema Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos), principalmente no período de transição da estação chuvosa para a seca na região (abril a junho de 2003), com alguns casos de exceções a esse padrão.

Embora as concentrações de nitrito tenham se apresentado baixas em relação às outras formas inorgânicas, estas ainda foram elevadas em algumas ocasiões, como as observadas nos dois primeiros reservatórios do Sistema Tietê, com destaque para o reservatório de Bariri, em outubro de 2003 (máximo de 151,91 $\mu\text{g/L}$). As menores concentrações foram registradas nos três últimos reservatórios do rio Tietê, com destaque para o reservatório de Três Irmãos, em fevereiro de 2003, que apresentou o valor mínimo de 0,79 $\mu\text{g/L}$ (Figura 31 – Tabelas 20 a 25).

Os valores registrados para o nitrato foram os maiores em relação às três formas inorgânicas nitrogenadas medidas durante o estudo. As maiores concentrações de nitrato ocorreram nos três primeiros reservatórios do Sistema Tietê, registrando-se altos valores nos reservatórios de Barra Bonita e Ibitinga em novembro de 2002, ambos com valor máximo de 1.775,20 $\mu\text{g/L}$. Os menores valores registrados de nitrato limitaram-se aos três últimos reservatórios do rio Tietê, com destaque para as concentrações verificadas no reservatório de Três Irmãos, em abril de 2003, que obteve o valor mínimo de 41,56 $\mu\text{g/L}$ (Figura 32 – Tabelas 20 a 25).

As concentrações do íon amônio, registradas nos reservatórios apresentaram oscilações entre seus valores ao longo do período de estudo e entre os reservatórios. As maiores concentrações desse nutriente foram registradas nos três primeiros reservatórios do rio Tietê, destacando-se o reservatório de Bariri, em fevereiro de 2003 (130,19 $\mu\text{g/L}$).

Ocasionalmente, houve exceções a esse padrão, como os altos valores registrados nos três últimos reservatórios do rio Tietê durante o mês de novembro de 2002. As menores concentrações desse nutriente, de modo geral, foram registrados nos últimos reservatórios do rio Tietê, principalmente no reservatório de Três Irmãos, em fevereiro de 2003 (9,53 µg/L). A distribuição temporal do íon amônio não seguiu um padrão definido durante o estudo, tendo sido observada apenas uma tendência de ocorrência de maiores valores nos três primeiros reservatórios do rio Tietê, durante aqueles meses de transição do período de seca para o de chuvas (novembro/2002 a fevereiro/2003) e outro próximo ao final do período de seca (Agosto/2003) (Figura 33 – Tabelas 20 a 25).

As concentrações de nitrogênio orgânico total foram bem maiores nos dois primeiros reservatórios do Sistema Tietê (Barra Bonita e Bariri) em quase todo o período de estudo, com poucas exceções a esse padrão. Considerando-se os seis reservatórios em estudo, a amplitude de variação registrada para o nitrogênio orgânico total foi grande, oscilando de 1.241 µg/L no reservatório de Barra Bonita, em novembro de 2002, a 279 µg/L no reservatório de Ibitinga, em fevereiro de 2003. Os valores de nitrogênio orgânico total registrados nesses reservatórios foram maiores nos meses marcados por chuvas (novembro/2002, fevereiro a abril/2003, e outubro/2003), enquanto que as menores concentrações foram obtidas no período de seca (abril a setembro/2003). Ocasionalmente, ocorreram exceções a esse padrão, como o observado durante os meses de junho de 2003, quando altos valores foram registrados nos reservatórios de Barra Bonita e Ibitinga (Figura 34 – Tabelas 20 a 25)

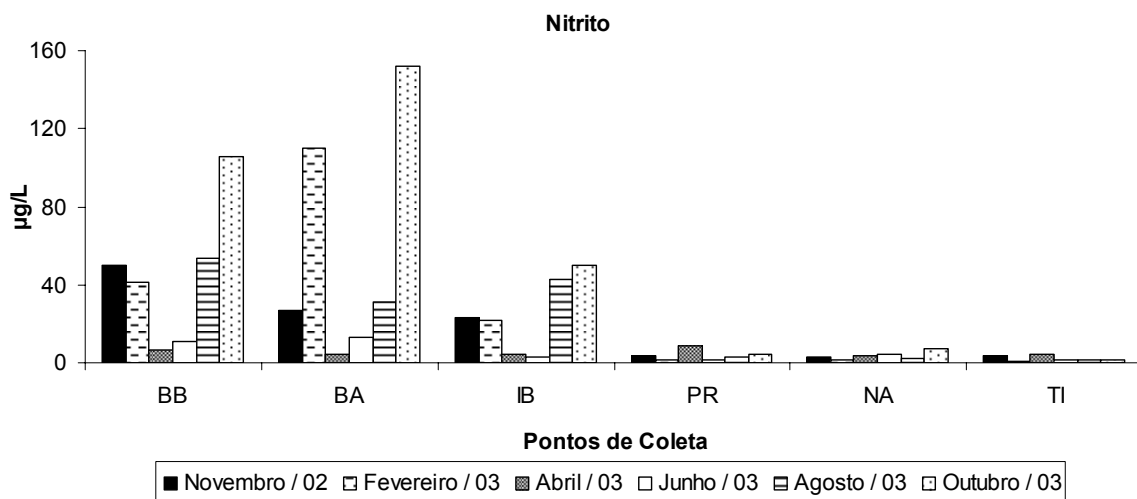


Figura 31. Variações das concentrações de nitrito (µg/L) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

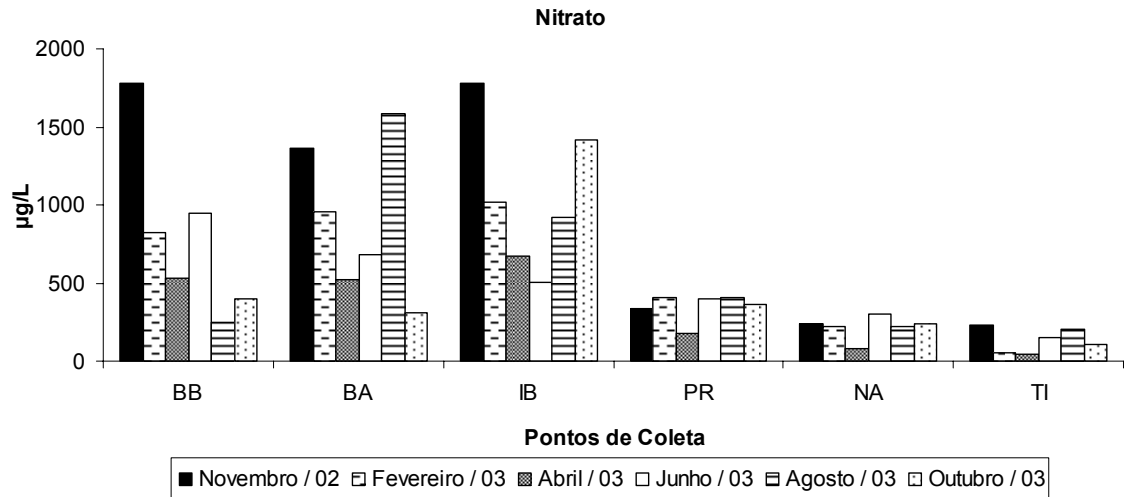


Figura 32. Variações das concentrações de nitrato ($\mu\text{g/L}$) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

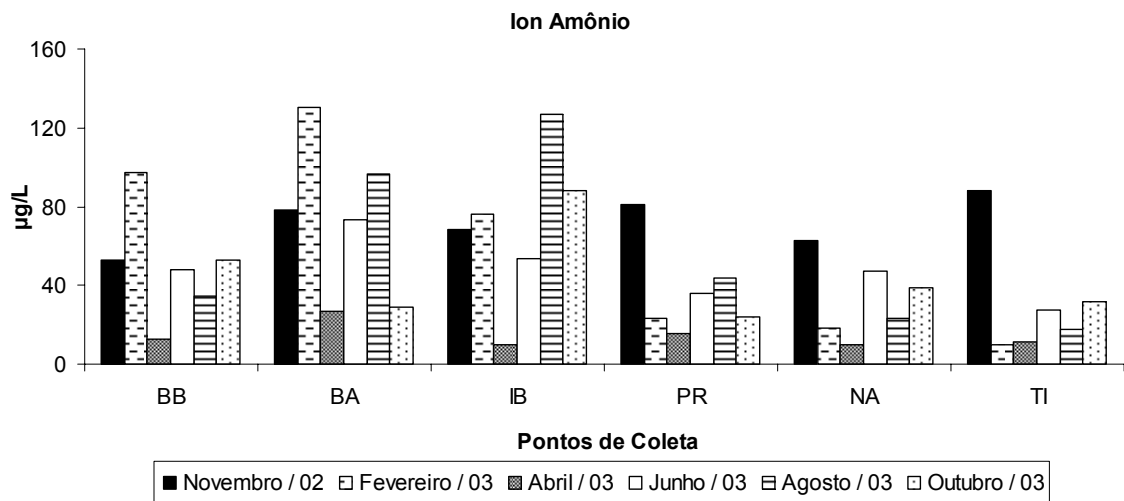


Figura 33. Variações das concentrações do íon amônio ($\mu\text{g/L}$) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

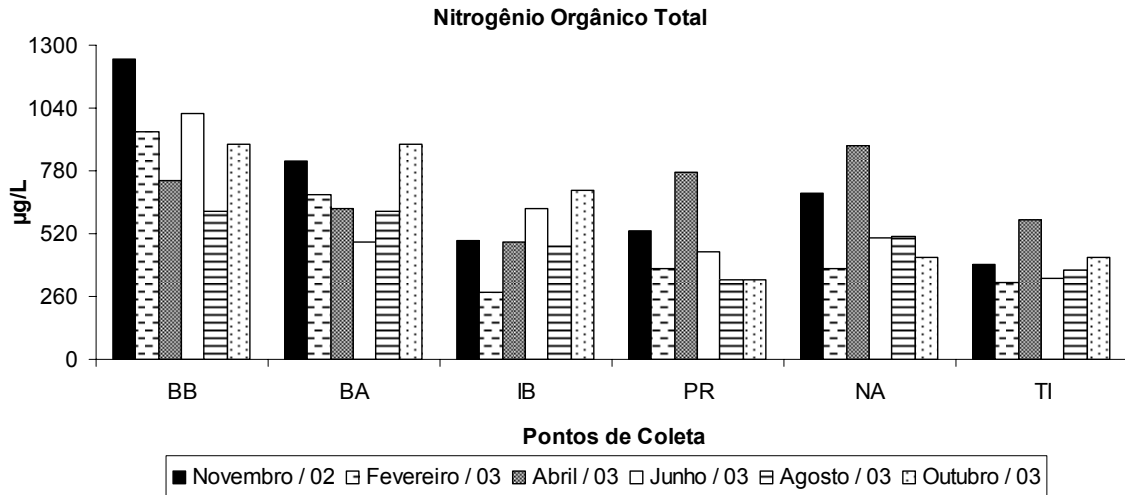


Figura 34. Variações das concentrações de nitrogênio orgânico total ($\mu\text{g/L}$) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.3.5.2 Formas fosfatadas

Os resultados relativos às diferentes formas fosfatadas demonstraram variabilidades espacial e temporal entre seus valores nos reservatórios do rio Tietê. Observou-se que as maiores concentrações desses nutrientes ocorreram nos dois primeiros reservatórios do Sistema Tietê, durante os meses de chuva (novembro/2002; janeiro a abril/2003, e outubro/2003), enquanto baixos valores foram registrados nos quatro reservatórios restantes do rio Tietê, durante os períodos de seca na região (maio a setembro/2003). Verificou-se, ainda, um padrão de redução nas concentrações das formas fosfatadas a partir do primeiro reservatório (Barra Bonita) em direção ao último do rio Tietê (Três Irmãos). Formas inorgânicas, como o ortofosfato, apresentaram menores valores quando comparados com o fosfato total dissolvido, na maioria das coletas realizadas durante o estudo. Todos os resultados obtidos estão apresentados nas Figuras 35 a 37 e nas Tabelas 20 a 25 (Anexo).

As concentrações de fósforo total apresentaram variações expressivas entre seus valores ao longo do período em estudo. Os maiores valores foram encontrados nos dois primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita e Bariri), durante os meses marcados por chuvas na região, principalmente no reservatório de Barra Bonita, em outubro de 2003, com o valor de $239,16 \mu\text{g/L}$. Os menores valores de fósforo total ocorreram nos últimos reservatórios do Sistema Tietê, principalmente no período de seca, destacando-se o reservatório de Três Irmãos, em junho de 2003, com o valor de $20,79 \mu\text{g/L}$ (Figura 35 – Tabelas 20 a 25).

Os resultados referentes ao fósforo total dissolvido também demonstraram que as maiores concentrações ocorreram nos dois primeiros reservatórios do rio Tietê, principalmente nos meses marcados por chuvas na região, destacando-se o reservatório de Barra Bonita em outubro de 2003, que obteve o valor de 228,72 $\mu\text{g/L}$. Os menores valores ocorreram nos quatro reservatórios restantes do Sistema Tietê (Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos), principalmente no reservatório de Três Irmãos, em fevereiro de 2003, com valor de 6,25 $\mu\text{g/L}$ (Figura 36 – Tabelas 20 a 25).

Os valores registrados para ortofosfato nas amostras dos reservatórios do rio Tietê, demonstraram um padrão similar ao observado para as outras duas formas descritas anteriormente. As maiores concentrações foram registradas nos dois primeiros reservatórios do Sistema Tietê (Barra Bonita e Bariri), especialmente no período de chuvas, com destaque para o reservatório de Barra Bonita, em outubro de 2003, com o valor de 193,70 $\mu\text{g/L}$. Os menores valores foram verificados nos quatro restantes reservatórios do rio Tietê (Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos), principalmente nos meses de seca na região, com valor mínimo no reservatório de Promissão, em junho de 2003 (1,43 $\mu\text{g/L}$), como demonstrado na Figura 37 (Tabelas 20 a 25- Anexo).

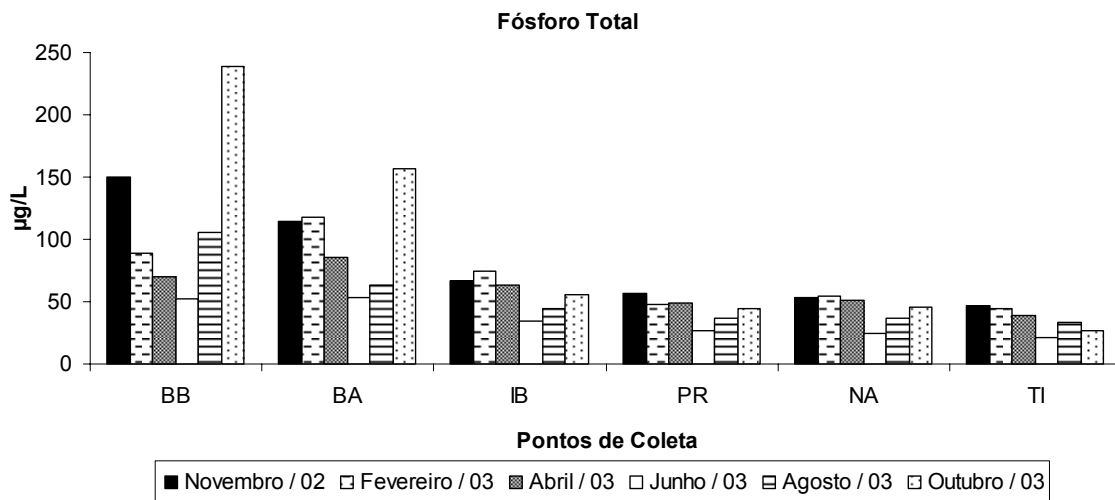


Figura 35. Variações das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

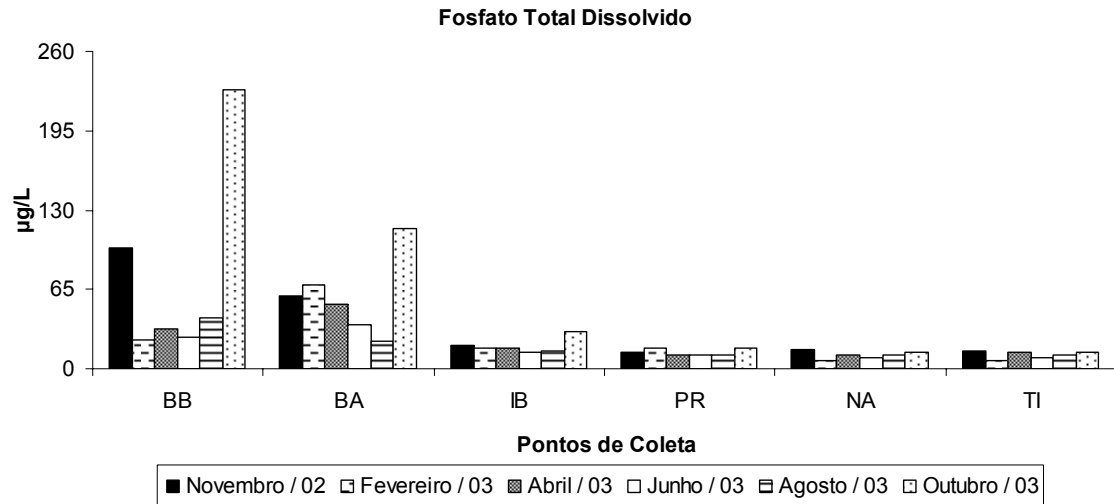


Figura 36. Variações das concentrações de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g/L}$) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

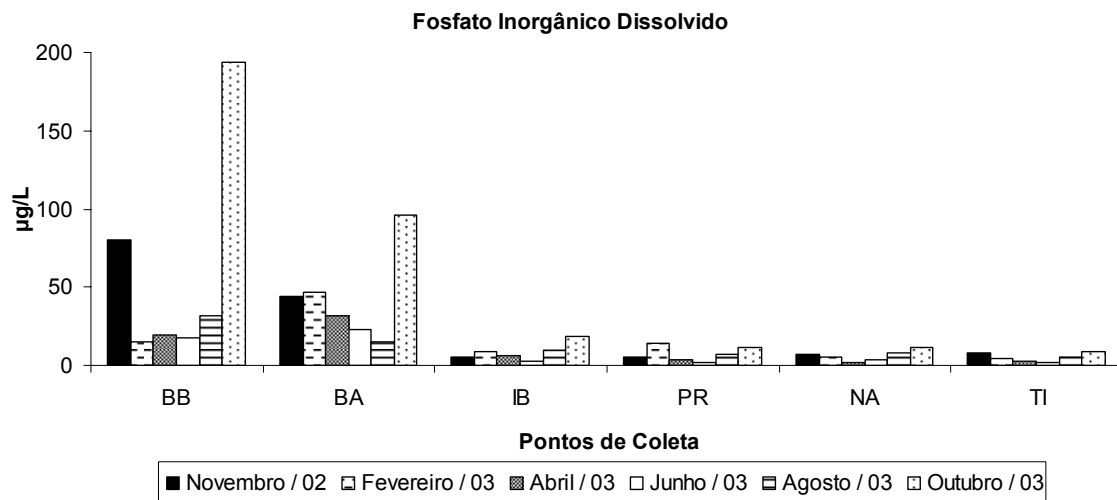


Figura 37. Variações das concentrações de fosfato inorgânico dissolvido ($\mu\text{g/L}$) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.3.5.3 Silicatos

Os valores de silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê estão apresentados na Figura 38 e nas Tabelas 20 a 25 (Anexo).

Verificou-se uma variação temporal e espacial na concentração de silicatos nos reservatórios do rio Tietê, com um gradiente crescente em seus valores ao longo dos reservatórios do rio Tietê, no sentido do primeiro reservatório (Barra Bonita) e direção ao último do sistema (Três Irmãos). As maiores concentrações foram observadas durante os meses marcados por seca na região de estudo (maio a setembro/2003), com poucos casos de exceções a esse padrão. Contudo, as oscilações entre os valores de silicatos foram pouco acentuadas durante o estudo. A concentração deste nutriente apresentou variações em seus valores da ordem de 10.000 $\mu\text{g/L}$, registrado no reservatório de Bariri, em junho de 2003, a 2.408 $\mu\text{g/L}$, obtido no reservatório de Barra Bonita, em fevereiro de 2003.

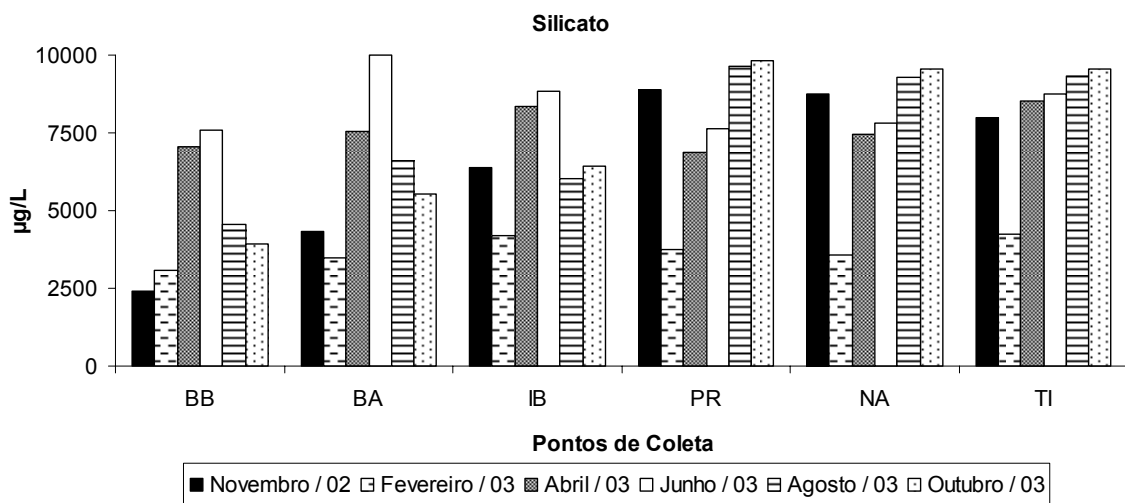


Figura 38. Variações das concentrações de silicatos ($\mu\text{g/L}$) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.3.6 Análise entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados referentes à análise conjunta entre as razões NT/PT (Nitrogênio Total / Fósforo Total) e NID/PID (Nitrogênio Inorgânico Dissolvido / Fósforo Inorgânico Dissolvido) encontradas nas amostras coletadas dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê estão apresentados na Figura 39 e nas Tabelas 26 a 31 (Anexos).

Os resultados obtidos para essas duas razões analisadas conjuntamente demonstraram uma variabilidade espacial entre as formas nitrogenadas e fosfatadas ao longo dos reservatórios do rio Tietê. De modo geral, foram observadas amplas oscilações entre os valores destas duas razões, com situações e relação inversamente proporcionais

entre si para a maioria dos reservatórios, durante os meses de chuvas na região (novembro/2002, fevereiro e abril/2003). Um padrão de similaridade (apresentando a mesma tendência entre os valores destas razões) foi observado para os quatro primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri, Ibitinga e Promissão), durante os meses de seca na região (junho e agosto/2003), com exceção para o mês de outubro/2003. Os dois últimos reservatórios do rio Tietê apresentaram oscilações inversamente proporcionais para os valores das duas razões durante todo o período de estudo.

A razão NT/PT apresentou seus maiores valores nos últimos reservatórios do rio Tietê, com destaque para o reservatório de Nova Avanhandava. Os menores valores desta razão ocorreram nos primeiros reservatórios, em especial nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri. A menor oscilação entre os valores desta razão (Tabela 26 - Anexo) ocorreu em novembro de 2002, com valores que variaram de 12,84 (no reservatório de Nova Avanhandava) a 7,15 (no reservatório de Bariri). A maior variação desta razão (Tabela 31 - Anexo) foi em outubro de 2003, com oscilações em seus valores de 15,8 no reservatório de Três Irmãos a 3,72 no reservatório de Barra Bonita.

A razão NID/PID apresentou seus maiores valores nos reservatórios intermediários do Sistema Tietê, com destaque para os reservatórios de Ibitinga e Promissão. Os menores valores encontrados para esta razão também estiveram associados aos dois primeiros e aos dois últimos reservatórios desse sistema, em especial o reservatório de Barra Bonita. A menor variação entre os valores desta razão foi observada em outubro de 2003, com valores oscilando de 82,13 no reservatório de Ibitinga, a 2,88 no reservatório de Barra Bonita (Tabela 31 - Anexo). A maior variação desta razão foi registrada em novembro de 2002, com valores variando entre 354,19 no reservatório de Ibitinga, e 23,54 no reservatório de Barra Bonita (Tabela 26 - Anexo).

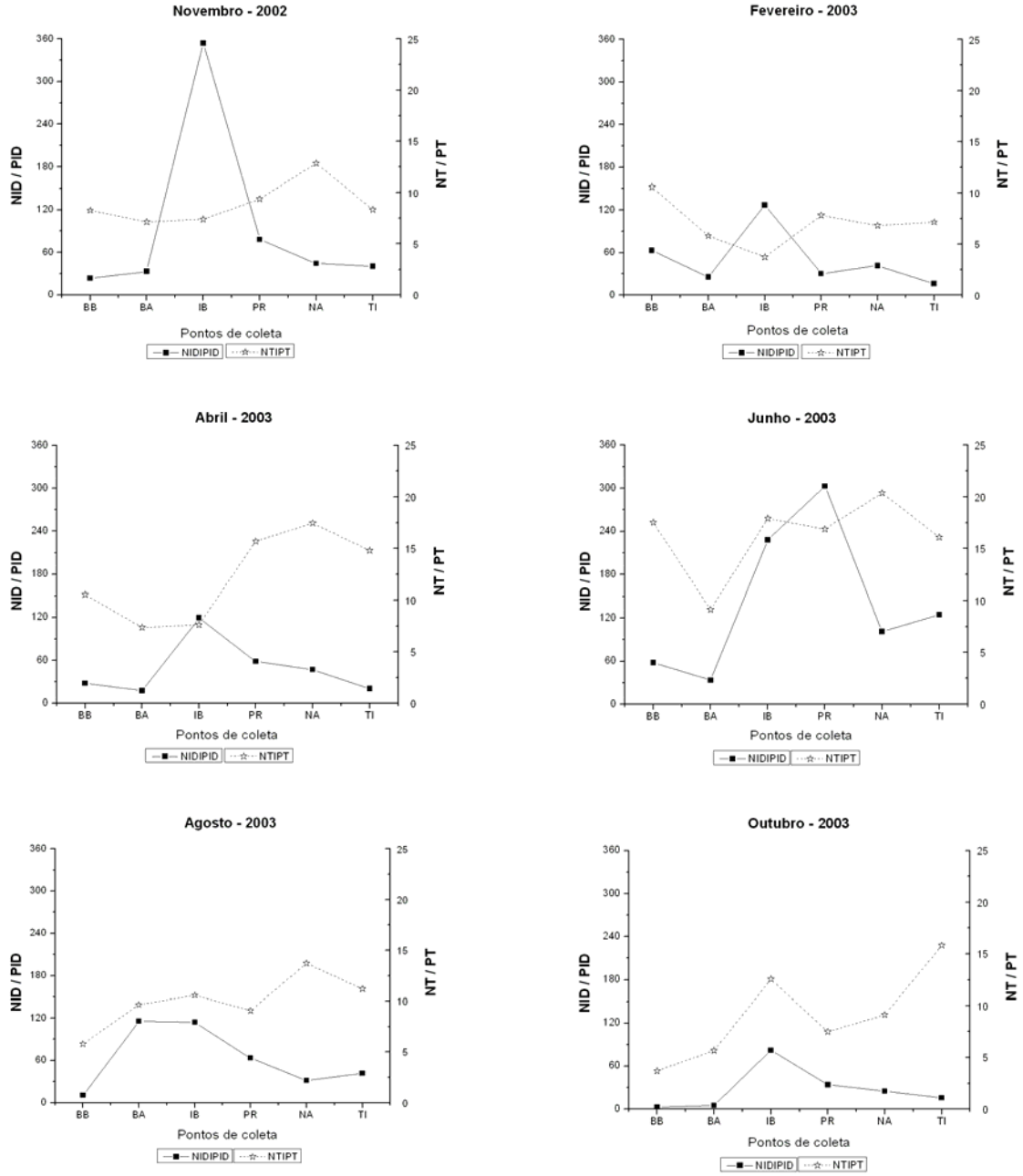


Figura 39. Relação entre as variações das razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.3.7 Concentrações de clorofila-a e feofitina nos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados obtidos para as concentrações de clorofila-a e feofitina nas amostras dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, estão apresentados na Figura 40 e na Tabela 32 (Anexo).

Os valores relativos à clorofila a presentes nas amostras demonstram que as maiores concentrações ocorreram durante o período de chuvas (novembro/2002, fevereiro/2003, abril/2003 e outubro/2003), principalmente no reservatório de Bariri, em outubro de 2003 (14,51 µg/L). As menores concentrações estiveram compreendidas nos meses marcados por seca, a exemplo do observado no reservatório de Três Irmãos, em agosto de 2003, com o valor de 1,11 µg/L. Foi observado um padrão na distribuição espacial dos valores de clorofila a durante o estudo, com a redução gradativa nas concentrações a partir dos dois primeiros reservatórios (Barra Bonita e Bariri), em direção ao último do rio Tietê (Três Irmãos), com rara exceção a esse padrão observado.

Os resultados obtidos para a feofitina, apontaram para elevados valores durante a maior parte do período de estudo que, por algumas vezes, foi superior às concentrações encontradas para a clorofila a. Foi constatado um padrão temporal na distribuição de feofitina, com as maiores concentrações associadas aos meses de chuvas (novembro/2002 a abril/2003), principalmente no reservatório de Ibitinga, em abril de 2003 (29,27 µg/L). As menores concentrações de feofitina foram registradas no período de seca (maio a setembro/2003), destacando-se o reservatório de Bariri, em junho de 2003 (26 µg/L). Situações de exceção a esse padrão foram observadas nos meses marcados por seca na região, como junho e agosto de 2003, quando altas concentrações foram quantificadas nos reservatórios de Ibitinga (14,54 µg/L) e Barra Bonita (10,57 µg/L). Não foi evidenciado qualquer padrão espacial na distribuição dos valores de feofitina durante o presente estudo, em razão da ampla variabilidade nas concentrações registradas entre os reservatórios.

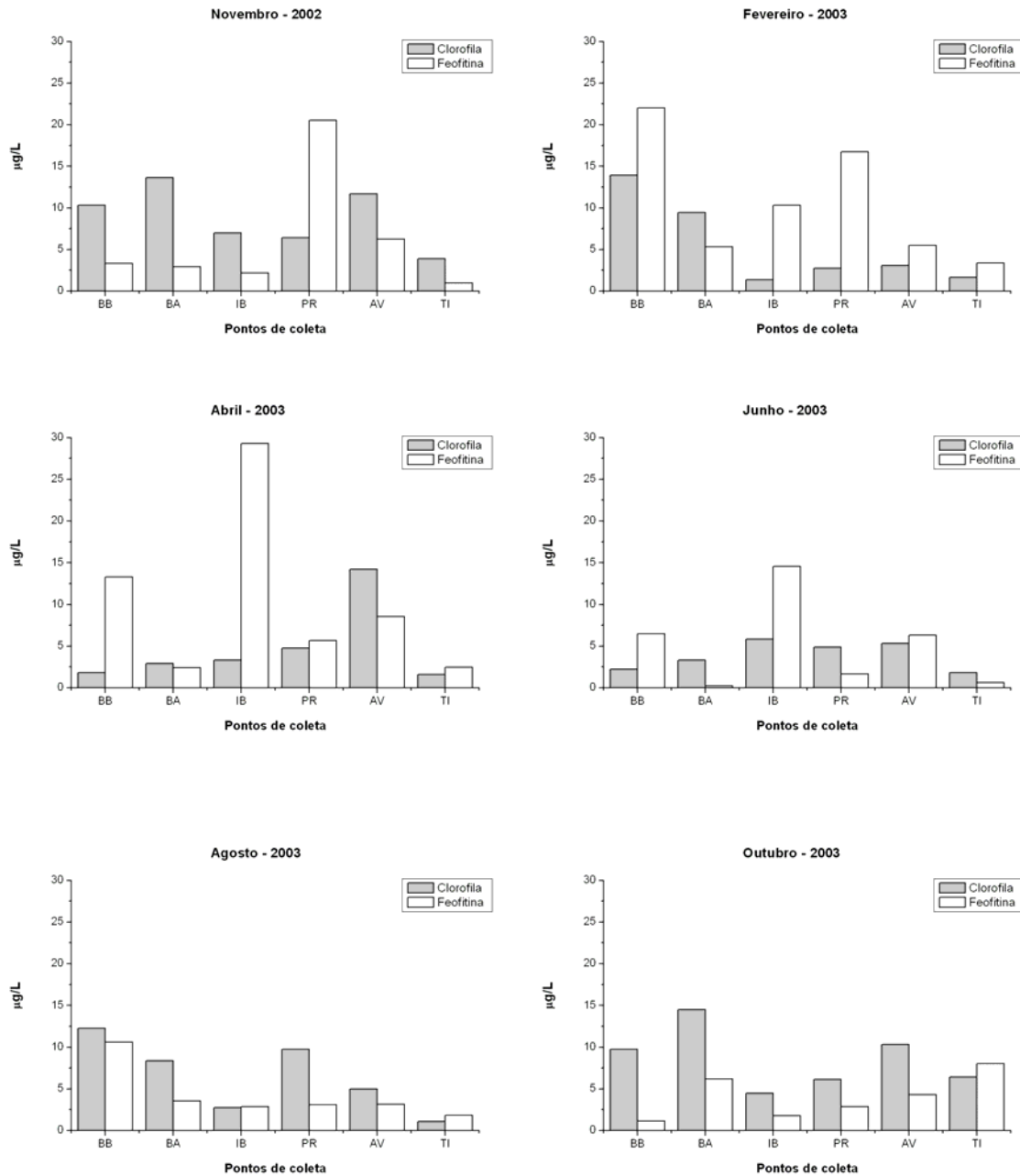


Figura 40. Concentrações de clorofila *a* e feofitina ($\mu\text{g/L}$) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.3.8 Índice de estado trófico nos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados obtidos para o índice de estado trófico e índice de estado trófico médio estão apresentados nas Figuras 41 a 45 e nas Tabelas 33 a 37 (Anexo).

Avaliando os resultados do Índice de Estado Trófico para a transparência da água (Secchi), verifica-se variações espaço temporais entre seus valores durante o período de estudo. De modo geral, foram registradas condições mesotróficas nos três primeiros reservatórios do Sistema Tietê, durante os meses marcados por chuvas (novembro/2002 a abril/2003), com mudanças para oligotróficas nos meses de seca (maio a setembro/2003), exceto para os reservatórios de Barra Bonita e Bariri, em fevereiro de 2003, que foram classificados como eutróficos. Já os três últimos reservatórios deste sistema em cascata mantiveram-se como oligotróficos durante grande parte do período de estudo, com destaque especial para o reservatório de Três Irmãos. Eventualmente, ocorreram exceções a este padrão descrito nos últimos reservatórios do sistema, conforme observado em Promissão (novembro/2002), Nova Avanhandava (novembro/2002, abril/2003 e outubro/2003) e Três Irmãos (outubro/2003) e demonstrado na figura (Figura 41).

Em relação ao índice de estado trófico para a clorofila *a*, não foi observado qualquer padrão espacial e temporal relativo a este parâmetro nos reservatórios, em vista da variabilidade dos valores registrados, classificando-os, em sua maioria, como mesotróficos e oligotróficos. Eventualmente, foram verificados casos de eutrofia em alguns reservatórios, como o observado em Barra Bonita, nos meses de fevereiro e agosto de 2003; Bariri em novembro e outubro de 2003; e Nova Avanhandava em abril de 2003 e novembro de 2002 (Figura 42).

Os resultados obtidos para o índice de estado trófico, com base no fósforo encontrado do total nos reservatórios do rio Tietê, demonstraram um padrão variando entre eutrófico e mesotrófico durante o estudo. De modo geral, condições eutróficas foram comuns nos dois primeiros reservatórios da cascata, enquanto que os outros quatro reservatórios foram classificados como mesotróficos. Eventualmente houve exceções, como a observada nos reservatórios de Promissão, Avanhandava e Três Irmãos, em junho de 2003, que foram classificados como oligotróficos. Pode-se constatar que o estado trófico nos reservatórios manteve uma variação exclusivamente espacial, sendo ausente o efeito sazonal sobre este parâmetro descrito (Figura 43).

Os resultados para o índice de estado trófico aplicados à variável fosfato total apresentaram os maiores valores, quando comparados aos registrados para o fósforo total, sendo eutróficos os dois primeiros reservatórios do rio Tietê; porém, estes também conferiram as reduções mais bruscas em seus índices ao longo do sistema em cascata. Foi constatada alternância do estado trófico nos quatro reservatórios restantes, entre

mesotróficos e oligotróficos durante diversas ocasiões do estudo, sendo oligotróficas as mais comuns. Verificou-se ainda, uma variação espacial na classificação trófica, sendo descartado qualquer efeito temporal no estado trófico dos reservatórios durante o estudo (Figura 44).

Os resultados obtidos para o índice de estado trófico médio (Toledo Jr *et al.* 1983), nos reservatórios do rio Tietê, apresentaram um padrão espacial definido durante o estudo. Pode-se verificar a expressiva alteração no estado de trofia da água, nos ambientes investigados, de Eutrófico para Mesotrófico e Mesotrófico para Oligotrófico (Eutrófico => Mesotrófico => Oligotrófico) no sentido do primeiro reservatório do Sistema Tietê (Barra Bonita) em direção ao último do sistema (Três Irmãos). Esses resultados demonstram o efeito da capacidade depurativa do rio Tietê durante seu percurso na seqüência de reservatórios de cascata, o que permite inferir sobre uma possível melhoria na qualidade da água ao longo do sistema (Figura 45).

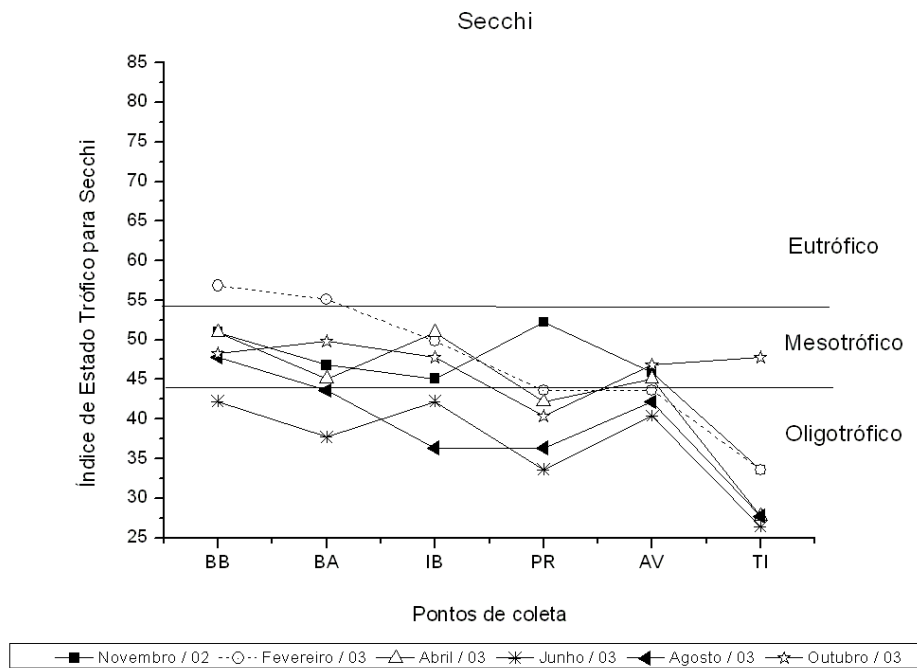


Figura 41. Valores dos índices de estado trófico para Secchi obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

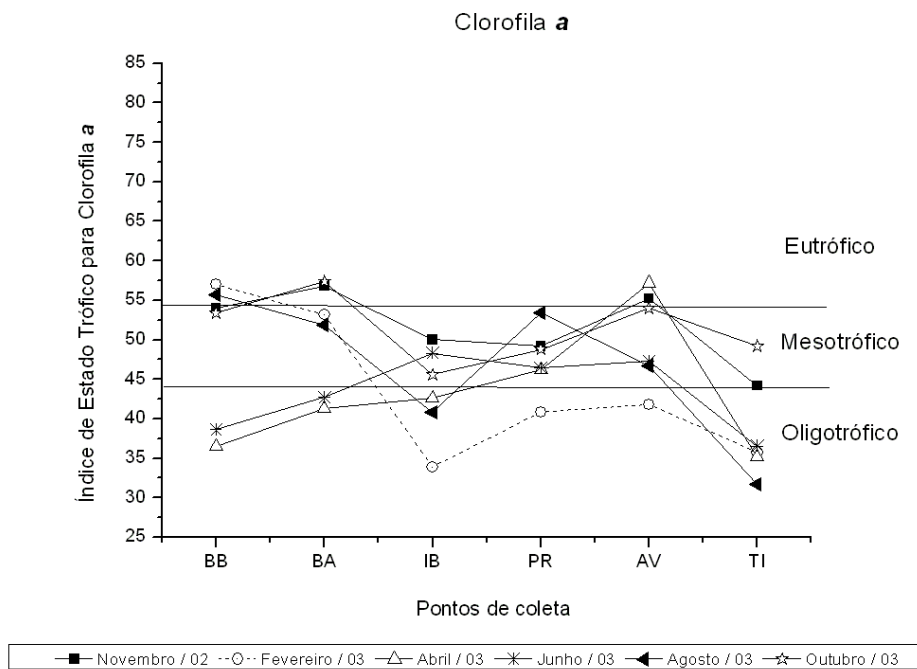


Figura 42. Valores dos índices de estado trófico para clorofila-a obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

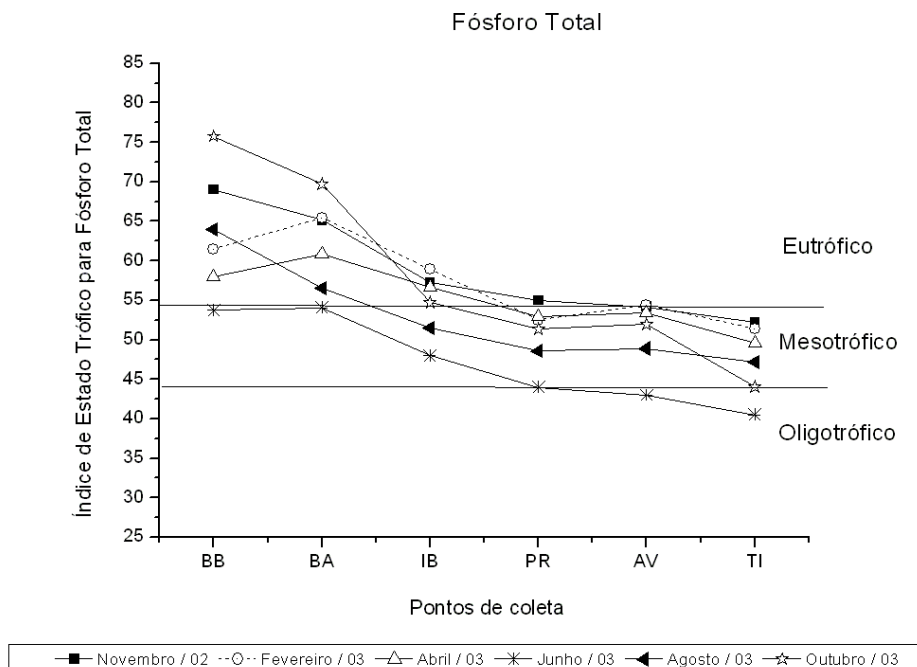


Figura 43. Valores dos índices de estado trófico para fósforo total obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

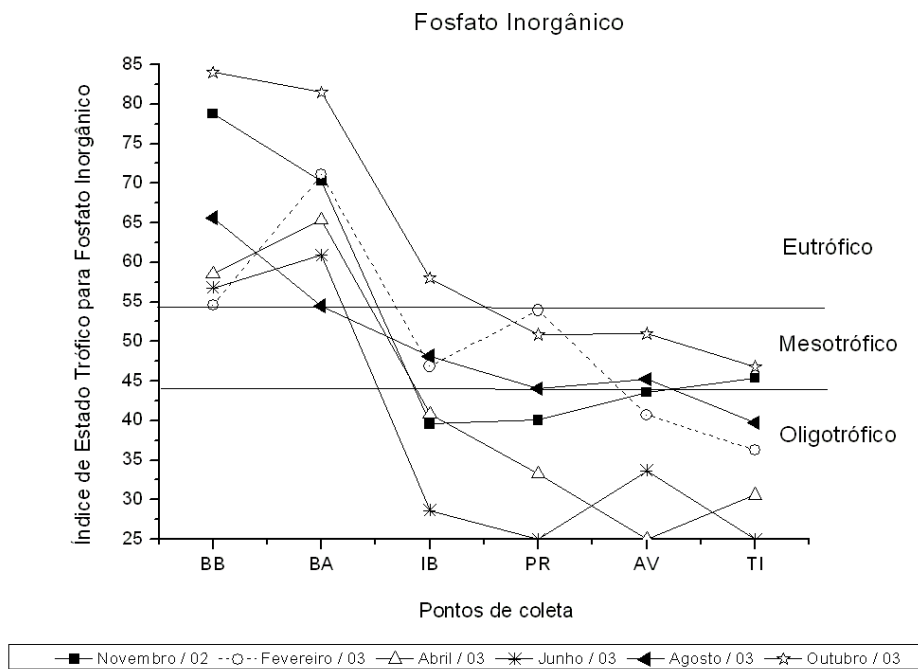


Figura 44. Valores dos índices de estado trófico para fosfato inorgânico obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

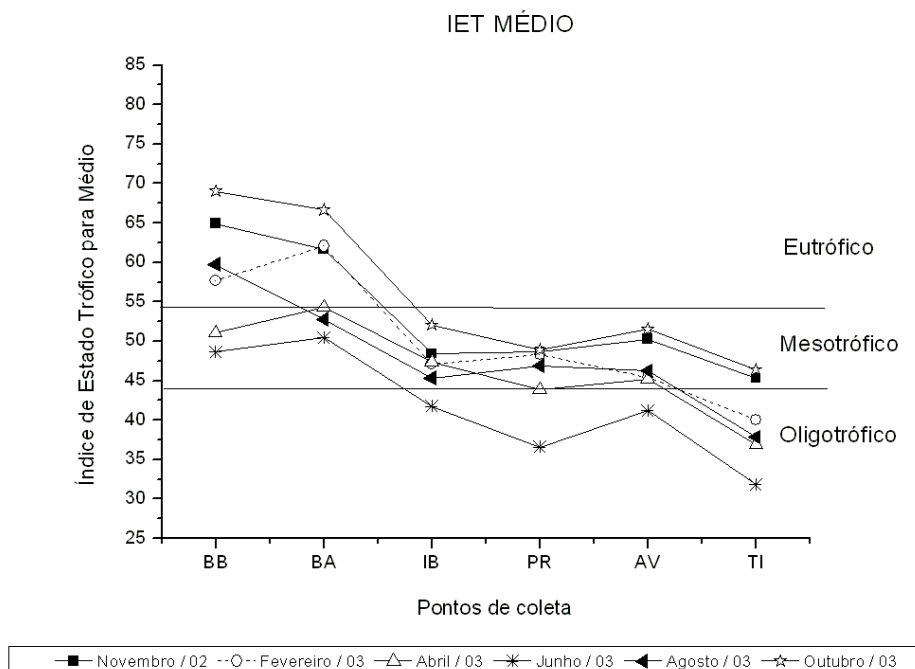


Figura 45. Valores dos índices de estado trófico médio (Toledo Jr *et al*, 1986) obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.4 Composição, Distribuição Temporal e Densidade da Comunidade Fitoplanctônica nos Reservatórios do Sistema Tietê

4.4.1 Composição da Comunidade Fitoplanctônica nos reservatórios do Sistema Tietê

A partir das análises qualitativas das amostras das comunidades fitoplanctônicas obtidas nos reservatórios em cascata do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos) foram identificados 104 táxons, distribuídos em 7 classes (Quadro 1). Verifica-se que a classe Chlorophyceae apresentou o maior número de táxons, com 55 representantes, seguido posteriormente pelas classes Cyanophyceae (com 24 táxons), Bacillariophyceae (com 12 táxons), Zygnemaphyceae (com 8 táxons), Xantophyceae (com 3 táxons) e Euglenophyceae e Chrysophyceae, ambas com 1 táxon cada.

4.4.2 Distribuição temporal das famílias fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados referentes à distribuição temporal das classes fitoplanctônicas presentes nos reservatórios do Sistema Tietê estão apresentados na Figura 46 e na Tabela 38 (Anexo).

Em uma análise temporal das amostras coletadas nos reservatórios do rio Tietê, verificou-se a maior predominância de representantes da classe Chlorophyceae, com valores entre 45 e 56% da composição total das amostras analisadas. Os representantes da classe Cyanophyceae contribuíram com 20 a 27% da composição total, seguidas posteriormente pelas Bacillariophyceae (com 10 a 20%) e Zygnemaphyceae (com 4 a 11%). As Xanthophyceae apresentaram valores entre 2 e 4% da composição total, enquanto que as Euglenophyceae e Chrysophyceae representaram, cada uma, 2% da composição total das amostras analisadas (Figura 46).

Durante o estudo, o número de classes fitoplanctônicas demonstrou mínimas variações, bem como na distribuição destas ao longo dos reservatórios do rio Tietê. Foi observada a redução de uma das classes (Xantophyceae), nas amostras coletadas nos meses de seca, em junho e agosto de 2004; enquanto que, ao final do estudo, em outubro de 2003, ocorreu o aumento deste número com duas novas classes, as Euglenophyceae e as Chrysophyceae, proporcionando um aumento dos grupos e espécies fitoplanctônicas identificadas.

Quadro 1. Táxons registrados nas análises qualitativa e quantitativa nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Chlorophyceae		
<i>Actinastrum aciculare</i>	<i>Coelastrum sp</i>	<i>Monoraphidium minutum</i>
<i>Actinastrum gracillimum</i>	<i>Coelastrum sphaericum</i>	<i>Monoraphidium sp</i>
<i>Actinastrum sp</i>	<i>Coenocloris sp</i>	<i>Oocystis lacustris</i>
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	<i>Crucigenia sp</i>	<i>Oocystis sp</i>
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	<i>Pedistrum sp</i>
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	<i>Dictyosphaerium sp</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
<i>Ankistrodesmus sp</i>	<i>Elakatothrix sp</i>	<i>Scenedesmus arcuatus</i>
<i>Asterococcus sp</i>	<i>Eutetramorus sp</i>	<i>Scenedesmus denticulatos</i>
<i>Botryococcus braunii</i>	<i>Gloecystis sp</i>	<i>Scenedesmus ellipticus</i>
<i>Botryococcus protuberans</i>	<i>Golenkinia radiata</i>	<i>Scenedesmus longispina</i>
<i>Botryococcus sp</i>	<i>Golenkinia sp</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
<i>Chlamydomas sp</i>	<i>Golenkiniopsis solitaria</i>	<i>Scenedesmus sp</i>
<i>Chlorella sp</i>	<i>Golenkiniopsis sp</i>	<i>Schroederia sp</i>
<i>Chlorococcum sp</i>	<i>Keratococcus sp</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
<i>Chlorolobion sp</i>	<i>Lagerheimia sp</i>	<i>Sphaerocystis sp</i>
<i>Coelastrum cambricum</i>	<i>Micractinium sp</i>	<i>Tetrastrum sp</i>
<i>Coelastrum cubicum</i>	<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Westella botryoides</i>
<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Monoraphidium komarkovae</i>	
<i>Coelastrum reticulatum</i>	<i>Monoraphidium longiusculum</i>	
Cyanophyceae		
<i>Anabaena circinalis</i>	<i>Coelosphaerium sp</i>	<i>Planktothrix sp</i>
<i>Anabaena solitaria</i>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	<i>Pseudoanabaena catenata</i>
<i>Anabaena sp</i>	<i>Lyngbya sp</i>	<i>Pseudoanabaena galeata</i>
<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Merismopedia sp</i>	<i>Pseudoanabaena mulvicola</i>
<i>Aphanocapsa sp</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Pseudoanabaena sp</i>
<i>Choricystis sp</i>	<i>Microcystis spp</i>	<i>Raphidiopsis sp</i>
<i>Chroococcus minutus</i>	<i>Oscillatoria sp</i>	<i>Synechococcus sp</i>
<i>Chroococcus sp</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Synechocystis sp</i>
Bacillariophyceae		
<i>Aulacoseira distans</i>	<i>Cyclotella sp</i>	<i>Synedra acus</i>
<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>Cyclotella stelligera</i>	<i>Synedra sp</i>
<i>Aulacoseira sp</i>	<i>Pinnularia sp</i>	
<i>Coscinodiscus sp</i>	<i>Rhizosolenia longiseta Zacharias</i>	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Rhizosolenia sp</i>	
Zygnemaphyceae		
<i>Closterium sp</i>	<i>Euastrum sp</i>	<i>Staurastrum volans</i>
<i>Cosmarium bioculatum</i>	<i>Staurastrum inversenii</i>	<i>Staurodesmus mamillatus</i>
<i>Cosmarium sp</i>	<i>Staurastrum sp</i>	
Xanthophyceae		
<i>Centrtractus sp</i>	<i>Pseudostaurastrum sp</i>	<i>Tetraplektron sp</i>
Chrysophyceae		
<i>Mallomonas sp</i>		
Euglenophyceae		
<i>Trachelomonas sp</i>		

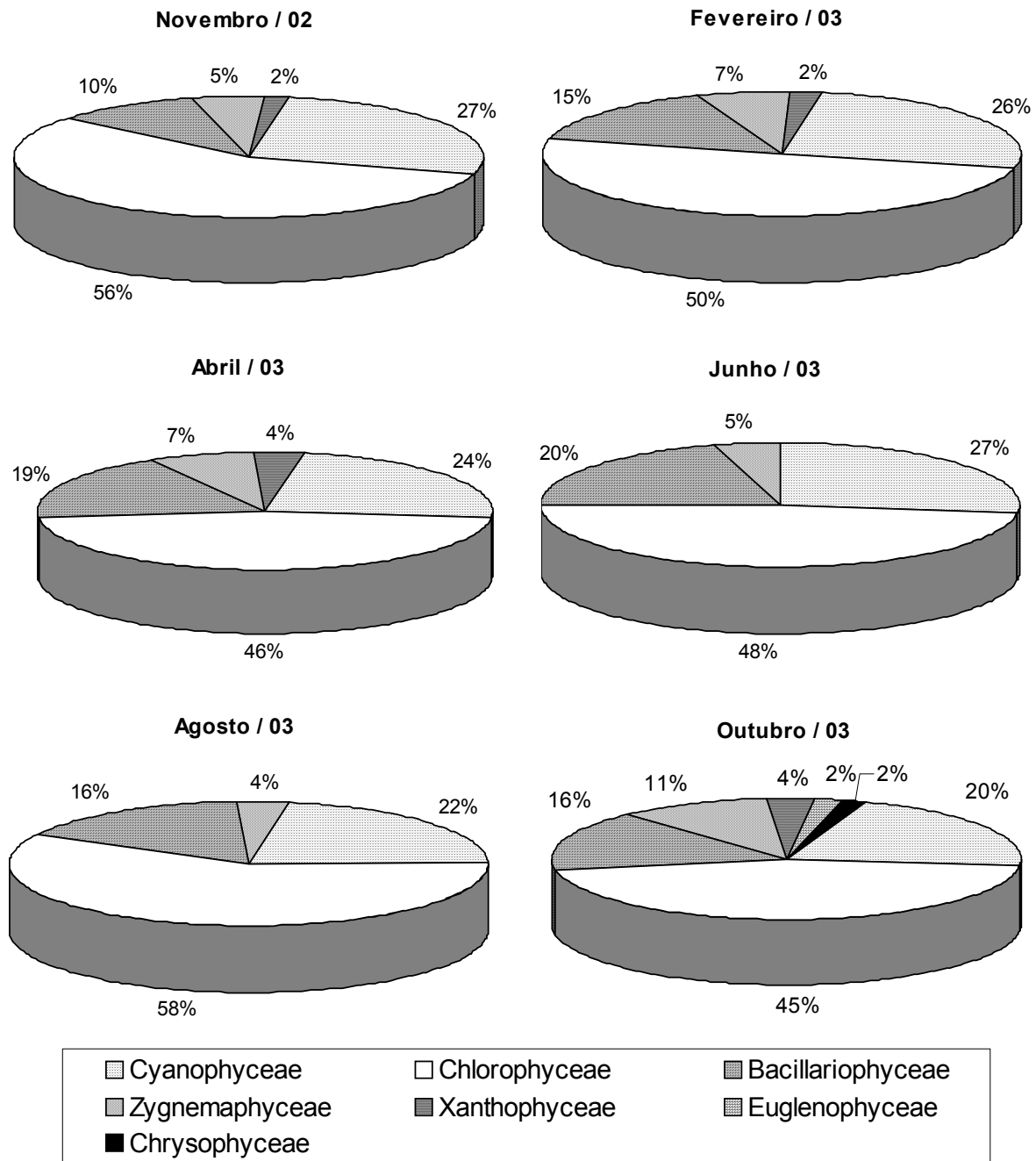


Figura 46. Abundância relativa e variação temporal das classes de fitoplâncton encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê durante o estudo.

Para a apresentação dos resultados referentes às distribuições temporal e espacial das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, foi efetuada uma avaliação considerando-se os meses de coleta, demonstrando com maior evidência as variações na distribuição e a incidência de diferentes táxons encontrados nas amostras.

Em novembro de 2002 foram registrados um total de 61 táxons, sendo 23 registrados no reservatório de Barra Bonita; 19 no reservatório de Bariri; 27 no reservatório de Ibitinga; 17 no reservatório de Promissão; 29 no reservatório de Nova Avanhandava e 19 no reservatório de Três Irmãos. Os táxons encontrados incluíram gêneros ou espécies pertencentes às classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae (Tabela 39).

Em fevereiro de 2003 verificou-se uma redução para 47 táxons registrados, dos quais 25 foram registrados no reservatório de Barra Bonita; 15 no reservatório Bariri; 25 no reservatório Ibitinga; 19 no reservatório de Promissão; 9 no reservatório de Nova Avanhandava (menor número de táxons encontrado para todo o estudo) e 19 táxons no reservatório de Três Irmãos. Os táxons registrados incluíram gêneros de espécies pertencentes as classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae e Xanthophyceae (Tabela 40).

Em abril de 2003 foram quantificados um total de 56 táxons diferentes entre os reservatórios do rio Tietê. Neste levantamento taxonômico foram encontrados 30 táxons no reservatório de Barra Bonita; 21 no reservatório de Bariri; 15 no reservatório de Ibitinga; 28 táxons no reservatório de Promissão; 24 táxons no reservatório de Nova Avanhandava e 18 táxons no reservatório de Três Irmãos, sendo que os táxons encontrados nos reservatórios incluíram representantes das classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae e Xanthophyceae (Tabela 41).

Para o mês de junho de 2003 a comunidade fitoplanctônica dos reservatórios esteve representada por um total de 45 táxons, sendo 26 no reservatório de Barra Bonita; 19 no reservatório de Bariri; 18 no reservatório de Ibitinga; 28 no reservatório de Promissão; 29 no reservatório de Nova Avanhandava e 20 no reservatório de Três Irmãos. Os táxons encontrados estiveram representados pelas classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae (Tabela 42).

Em agosto de 2003 foram identificados um total de 56 táxons nas amostras coletadas nos reservatórios em estudo. Deste total, foram registrados 28 táxons no reservatório de Barra Bonita; 24 no reservatório de Bariri; 26 no reservatório de Ibitinga; 37 no reservatório de Promissão (maior número encontrado para todo o estudo); 32 no reservatório de Nova Avanhandava e 24 no reservatório de Três Irmãos, incluindo representantes das classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae (Tabela 43).

Em outubro de 2003 foram identificados um total de 58 táxons nos reservatórios do Sistema Tietê. Dentre o número de táxons encontrados, foram registrados 32 táxons no reservatório de Barra Bonita; 24 táxons no reservatório de Bariri; 20 no reservatório de Ibitinga; 36 no reservatório de Promissão; 31 no reservatório de Nova Avanhandava e 30 no

reservatório de Três Irmãos, incluindo representantes das 7 classes fitoplanctônicas catalogadas durante todo o período de estudo (Tabela 44).

4.4.3 Densidade das classes fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê

Os valores obtidos para a densidade das principais classes fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê estão apresentados nas Tabelas 45 a 50 (Anexo) e na Figura 47.

Os resultados relativos à densidade da comunidade fitoplanctônica demonstraram variações temporais na distribuição dos valores ao longo do período de estudo. Os valores de densidade das comunidades fitoplanctônicas foram, em geral, maiores (média) durante o período de chuvas (novembro/2002 a abril/2003), do que nos meses de seca (maio a setembro/2003). Ocasionalmente, houve exceções a esse padrão, como o observado em abril de 2003, quando baixas densidades (média) do fitoplâncton foram registradas na maioria dos reservatórios, ou ainda em agosto de 2003, quando altas densidades (média) de organismos estiveram presentes na maioria das amostras analisadas.

Dentre as classes fitoplanctônicas, a classe Cyanophyceae apresentou a maior densidade, seguida posteriormente por Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Xantophyceae, Euglenophyceae e Crysophyceae. Neste inventário de classes, apenas Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae apresentaram uma variabilidade espacial na distribuição de sua densidade. A classe Bacillariophyceae apresentou suas maiores densidades nos três primeiros reservatórios do rio Tietê, em especial no reservatório de Barra Bonita, enquanto que Zygnemaphyceae foi mais abundante nos três últimos reservatórios do Sistema Tietê, especialmente nos reservatórios de Promissão e Nova Avanhandava.

Avaliando os resultados obtidos nos diferentes meses de coleta, verificou-se que em novembro de 2003 foram observadas as maiores densidades numéricas entre as classes fitoplanctônicas durante o estudo. A maior densidade foi observada para a classe Chlorophyceae, no reservatório de Nova Avanhandava (1.999.242 org./L), enquanto que a menor densidade ocorreu no reservatório de Bariri, para a classe Zygnemaphyceae (1.691 org./L) conforme apresentado na Figura 47 e Tabela 45 (Anexo).

Para o mês de fevereiro de 2003, a maior densidade numérica ocorreu no reservatório de Bariri para a classe Chlorophyceae (1.389.019 org./L), enquanto que nos reservatórios de Barra Bonita e Promissão foram registradas as menores densidades do fitoplâncton, com destaque às classes Zygnemaphyceae e Xantophyceae, ambas com 4.010 org./L (Figura 47 e Tabela 46 - Anexo).

Na coleta de abril de 2003 foram verificadas as menores densidades para a maioria das classes fitoplanctônicas nos reservatórios analisados. O reservatório de Ibitinga mostrou a maior e menor densidades de organismos, destacando-se a classe Cyanophyceae (799.494 org./L) e as classes Bacillariophyceae e Xantophyceae, ambas com o valor de 1.804 org./L (Figura 47 e Tabela 47 - Anexo).

Em junho de 2003, a maior e menor densidades numéricas do fitoplâncton foram novamente registradas no reservatório de Ibitinga, principalmente para as classes Cyanophyceae e Zygnemaphyceae, com valores de 770.619 e 1.804 org./L, respectivamente (Figura 47 e Tabela 48 - Anexo).

Em agosto de 2003, no reservatório de Nova Avanhandava foi encontrada a maior densidade do fitoplâncton, especialmente da classe Cyanophyceae, com 1.239.848 org./L, enquanto que nos reservatórios de Barra Bonita e Três Irmãos foram registrados os menores valores, ambos para a classe Zygnemaphyceae, com 1.804 org./L (Figura 47 e Tabela 49 - Anexo).

Em outubro de 2003, a maior densidade numérica foi encontrada no reservatório de Bariri, para a classe Cyanophyceae (1.058.567 org./L), enquanto que as menores densidades foram verificadas nos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos, para as classes Xantophyceae, Euglenophyceae e Crysophyceae, respectivamente, todas com 1.804 org./L (Figura 47 e Tabela 50 - Anexo).

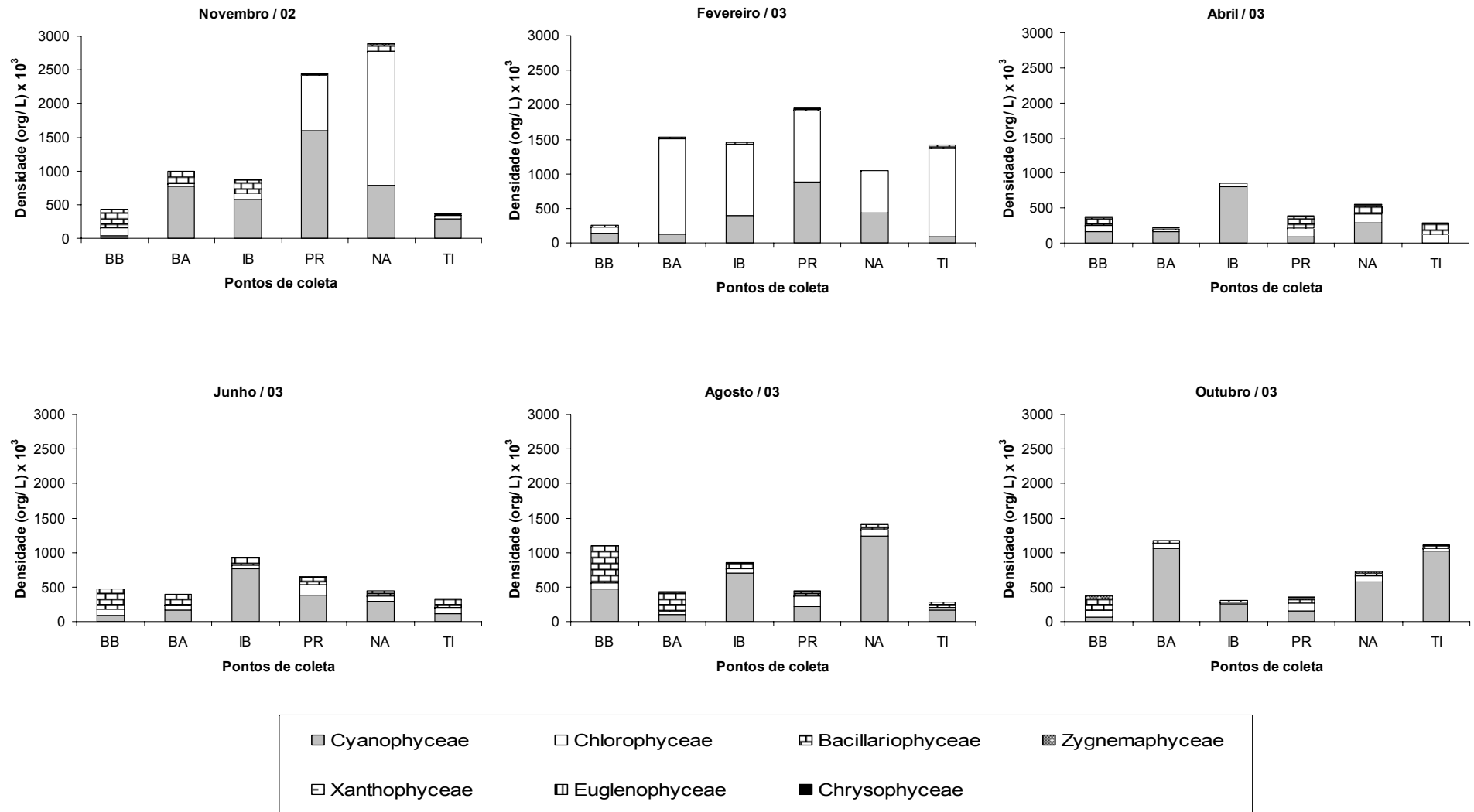


Figura 47. Densidade das classes fitoplanctônicas (org./L) nos reservatórios de Barra Bonita (BB), Bariri (BA), Ibitinga (IB), Promissão (PR), Nova Avanhandava (NA) e Três Irmãos (TI) durante o estudo.

4.4.4 Abundância Relativa das Classes Fitoplanctônicas nos Reservatórios do Sistema Tietê

Constatou-se que, na maioria dos reservatórios do Sistema Tietê, a classe Cyanophyceae foi o mais abundante em cinco dos seis períodos de coletas avaliados, representando entre 2,04 a 93,46 % do fitoplâncton total. A classe Chlorophyceae foi o segundo mais dominante, as quais predominaram nos meses de chuvas, representando entre 3,42 e 90,53 % do fitoplâncton total. Crysophyceae foi a classe que obteve a menor abundância nas amostras analisadas, atingindo o valor máximo de apenas 0,16 % do fitoplâncton total. Os resultados correspondentes à abundância relativa das comunidades fitoplanctônicas analisadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê estão apresentados nas Figuras 48 e nas Tabelas 51 a 56.

Os resultados referentes à abundância relativa as classes fitoplanctônicas nos reservatórios investigados estão apresentados segundo os respectivos meses de coleta realizados ao longo do estudo, objetivando aumentar o detalhamento para possíveis oscilações entre esses valores nas amostras coletadas.

Em novembro de 2002, a maior abundância relativa do fitoplâncton ocorreu no reservatório de Três Irmãos, com 79 %, para a classe Cyanophyceae. A menor abundância relativa foi de 0,17 % para a classe Zygnemaphyceae, no reservatório de Bariri (Figura 48 e Tabela 51 - Anexo). No mês de fevereiro de 2003, a abundância relativa nas amostras analisadas variou de 90,53 % para a classe Chlorophyceae, no reservatório de Três Irmãos, e 0,2 % para classe Xantophyceae, no reservatório de Promissão (Figura 48 e Tabela 52 - Anexo). Em abril de 2003, no reservatório de Ibitinga, foi encontrado o valor máximo para a abundância relativa, com 93,46 % para a classe Cyanophyceae e também o valor mínimo, com 0,21 %, ambos para as classes Bacillariophyceae e Xantophyceae (Figura 48 e Tabela 53 - Anexo). Para o mês de junho de 2003, a abundância relativa do fitoplâncton apresentou seus valores oscilando entre 82,43 % para a classe Cyanophyceae e 0,19 % para a classe Zygnemaphyceae, ambas no reservatório de Ibitinga (Figura 48 e Tabela 54 - Anexo). Em agosto de 2003, a maior abundância relativa foi encontrada no reservatório de Nova Avanhandava, com 87,51% para a classe Cyanophyceae. A menor abundância relativa foi registrada no reservatório de Barra Bonita, com 0,16 % para a classe Zygnemaphyceae (Figura 48 e Tabela 55 - Anexo). Durante o mês de outubro de 2003, a abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos nos reservatórios analisados apresentou seus valores oscilando de 92,49 % para a classe Cyanophyceae, a 0,16 %, para a classe Crysophyceae, ambas no reservatório de Três Irmãos (Figura 48 e Tabela 56 - Anexo)

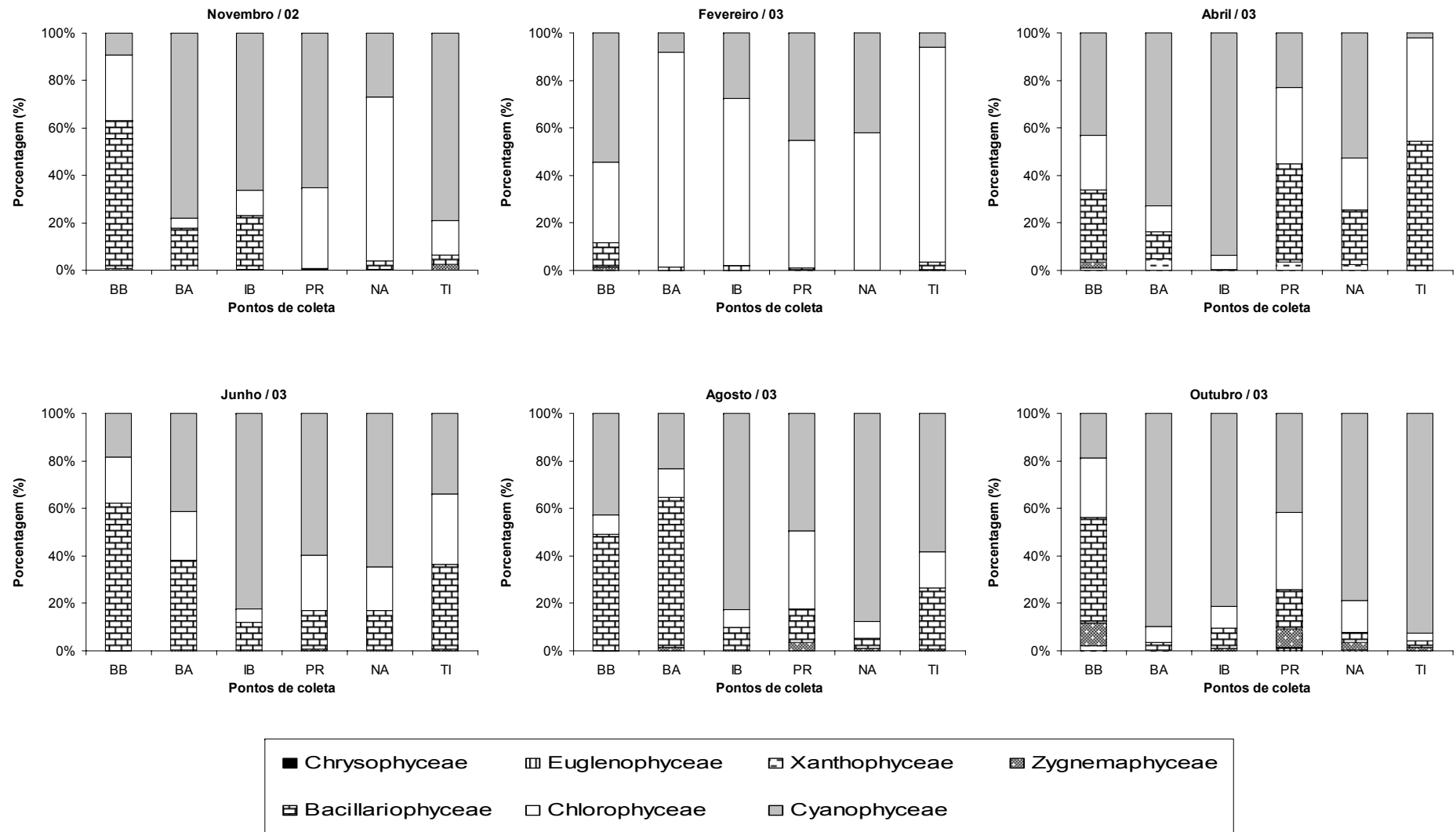


Figura 48. Abundância relativa das classes fitoplanctônicas nos reservatórios de Barra Bonita (BB), Bariri (BA), Ibitinga (IB), Promissão (PR), Nova Avanhandava (NA) e Três Irmãos (TI) durante o estudo.

4.4.5 Distribuição e densidade dos táxons fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados referentes à distribuição e densidade dos diferentes táxons fitoplanctônicos encontrados nos reservatórios do sistema Tietê estão apresentados nas Tabelas 57 a 62 (Anexo), verificando-se variações sazonal e espacial. Uma análise considerando os diferentes táxons em cada classe é apresentada a seguir.

Cyanophyceae

Os valores referentes à densidade dos representantes da classe Cyanophyceae demonstraram que os táxons *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudoanabaena sp* e *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis spp* apresentaram as maiores densidades nas amostras analisadas, enquanto que *Anabaena solitaria*, *Coelosphaerium sp*, *Merismopedia sp* e *Oscillatoria sp* obtiveram as menores densidades nos reservatórios durante o estudo.

Em novembro de 2002, *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou a maior densidade numérica (1.089.084 org./L) no reservatório de Promissão, enquanto que *Anabaena circinalis* apresentou a menor densidade (1.640 org./L) no reservatório de Barra Bonita (Tabela 57 - Anexo).

Em fevereiro de 2003, *Cylindrospermopsis raciborskii* foi novamente a espécie que mais contribuiu na classe Cyanophyceae, com 693.817 org./L (reservatório de Promissão), enquanto que *Merismopedia sp* representou a menor parcela dentre os representantes dessa classe (205 org./L) no reservatório de Barra Bonita (Tabela 58 - Anexo).

No mês de abril de 2003, a maior densidade foi de 481.862 org./L para a espécie *Pseudoanabaena sp* no reservatório de Ibitinga, e a menor foi de 793 org./L, para a espécie *Microcystis aeruginosa* no reservatório de Nova Avanhandava (Tabela 59 - Anexo).

Em junho de 2003, a maior densidade de organismos da classe Cyanophyceae foi verificada para *Pseudoanabaena sp* (com 530.590 org./L), no reservatório de Ibitinga, e a menor densidade foi verificada para *Aphanocapsa sp*, com 1.640 org./L, no reservatório de Barra Bonita (Tabela 60 - Anexo).

Na coleta de agosto de 2003 a maior densidade na classe Cyanophyceae foi registrada no reservatório de Nova Avanhandava, com 974.553 org./L, da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, e a mínima densidade foi observada no reservatório de Barra Bonita, com 1.640 org./L, da espécie *Synechocystis sp* (Tabela 61 - Anexo).

Em outubro de 2003, *Cylindropermopsis raciborskii* apresentou a maior densidade, registrada, com 958.310 org./L no reservatório de Três Irmãos, enquanto que *Aphanocapsa sp* obteve menor densidade, com 1.640 org./L, no reservatório de Nova Avanhandava (Tabela 62 - Anexo).

Chlorophyceae

Os resultados relativos à distribuição e densidade dos representantes da classe Chlorophyceae demonstraram que as espécies *Botryococcus protuberans*, *Botryococcus braunii*, *Elakatothrix sp*, *Monoraphidium longiusculum* e *Oocystis sp* apresentaram as maiores densidades nos reservatórios analisados, enquanto que *Actinastrum sp*, *Ankistrodesmus gracilis*, *Golenkinia sp*, *Lagerheimia sp*, *Pediastrum sp*, *Scenedesmus longispina*, *Tetrastrum sp* e *Westella botryoides*, apresentaram as menores ocorrência e densidade nas amostras coletadas.

Em novembro de 2002, a maior densidade numérica na classe Chlorophyceae ocorreu no reservatório de Promissão, com 787.139 org./L da espécie *Botryococcus braunii*, enquanto que a menor densidade ocorreu no reservatório de Barra Bonita, com 1.638 org./L da espécie *Golenkinia sp* (Tabela 57 - Anexo).

Em fevereiro de 2003, a maior menor densidade numérica do fitoplâncton foi de 1.325.541 org./L, da espécie *Botryococcus braunii* (no reservatório de Bariri), e 1.640 org./L, da espécie *Keratococcus sp* (no reservatório de Ibitinga), respectivamente (Tabela 58 - Anexo).

Para o mês de abril de 2003, a densidade do fitoplâncton atingiu o valor máximo no reservatório de Promissão, com 57.751 org./L da espécie *Micractinium sp*, e o valor mínimo no reservatório de Barra Bonita, com 1640 org./L da espécie *Monoraphidium minutum* (Tabela 59 - Anexo).

Em junho de 2003, *Botryococcus protuberans* foi a espécie com a maior densidade encontrada, com 56.008 org./L, no reservatório de Promissão, enquanto que *Scenedesmus longispina* foi a que apresentou menor densidade nesse período, com 1.640 org./L, no reservatório de Barra Bonita (Tabela 60 - Anexo).

Na coleta de agosto de 2003, a maior densidade de representantes da classe Chlorophyceae foi de 90.223 org./L (*Monoraphidium longiusculum*), no reservatório de Barra Bonita, e a menor foi de 1.640 org./L (*Scenedesmus quadricauda*), no reservatório de Bariri (Tabela 61 - Anexo).

Para o mês de outubro de 2003, a maior densidade numérica foi de 36.094 org./L, da espécie *Monoraphidium longiusculum* (reservatório de Promissão), e a menor foi de 1.640 org./L, da espécie *Scenedesmus quadricauda* (reservatório de Três Irmãos) (Tabela 62 - Anexo)

Bacillariophyceae

Os valores obtidos para a distribuição e densidade da classe Bacillariophyceae apontam que esta classe foi bem representada pelas espécies *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella sp* e *Cyclotella stelligera*, enquanto que uma menor parcela foi composta pelas espécies *Aulacoseira distans* e *Rhizosolenia sp*, nas amostras analisadas durante o estudo.

No mês de novembro de 2002, a maior e menor densidades de representantes dessa classe foram verificadas, exclusivamente, no reservatório de Barra Bonita, com destaque para as espécies *Aulacoseira granulata* e *Cyclotella stelligera*, com valores de 262.505 e 1.640 org./L, respectivamente (Tabela 57 - Anexo).

Em fevereiro de 2003, a maior densidade para Bacillariophyceae foi de 25.266 org./L, para a espécie *Cyclotella stelligera*, e a menor foi de 1.804 org./L, para espécie *Synedra sp*, ambas no reservatório de Ibitinga (Tabela 58 - Anexo).

Na coleta de abril de 2003, a maior densidade dos representantes dessa classe ocorreu no reservatório de Promissão, com 117.307 org./L (*Aulacoseira granulata*), e a menor no reservatório de Barra Bonita, com 1.640 org./L (*Aulacoseira distans*) (Tabela 59 - Anexo).

No mês de junho de 2003, a maior densidade foi de 212.957 org./L, para a espécie *Aulacoseira granulata*, e a menor foi de 1.804 org./L, para a espécie *Pinnularia sp*, ambas encontradas no reservatório de Barra Bonita (Tabela 60 - Anexo).

Para o mês de agosto de 2003, o maior valor encontrado entre as espécies da classe Bacillariophyceae ocorreu no reservatório de Barra Bonita, com 321.241 org./L (*Aulacoseira granulata*), enquanto o menor foi observado no reservatório de Bariiri, com 1.640 org./L (*Cyclotella meneghiniana*) (Tabela 61 - Anexo).

No mês de outubro de 2003, a maior densidade foi de 82.146 org./L, para a espécie *Cyclotella sp* (reservatório de Barra Bonita), e a menor foi de 1.640 org./L, para a espécie *Rhizosolenia sp* (reservatório de Três Irmãos) (Tabela 62 - Anexo)

Zygnemaphyceae

Os valores obtidos para os representantes da classe Zygnemaphyceae demonstraram uma expressiva predominância das espécies *Staurastrum sp*, *Staurastrum volans* e *Cosmarium sp* na maioria das amostras analisadas dos reservatórios, enquanto que espécies como *Cosmarium bioculatum*, *Euastrum sp* e *Stauroidesmus mamillatus* apresentaram as menores densidades durante o estudo.

No mês de novembro de 2002, a densidade dos representantes dessa classe variou de 9.023 org./L (*Staurastrum sp*), no reservatório de Três Irmãos, a 1.640 org./L

(*Staurastrum volans* e *Staurastrum sp*), no reservatório de Barra Bonita (Tabela 57 - Anexo).

Em fevereiro de 2003, a maior densidade dos representantes dessa classe ocorreu no reservatório Três Irmãos, com de 4.010 org./L (*Staurastrum volans*), enquanto a menor densidade foi observada no reservatório de Barra Bonita, com 2.000 org./L (*Closterium sp*) (Tabela 58 - Anexo).

Para o mês de abril de 2003, a maior densidade foi de 9.023 org./L, para a espécie *Staurastrum inversenii*, e a menor foi de 1804 org./L, para a espécie *Closterium sp*, ambas no reservatório de Promissão (Tabela 59 - Anexo).

Na coleta de junho de 2003, a maior densidade dos organismos dessa classe foi registrada no reservatório de Promissão, com 5.600 org./L da espécie *Staurastrum volans*, e o menor valor foi verificado para o reservatório de Ibitinga, com 1804 org./L da espécie *Staurastrum sp* (Tabela 60 - Anexo).

Em agosto de 2003, a maior densidade de organismos da classe Zygnemaphyceae foi de 13.068 org./L (*Staurastrum sp*), no reservatório de Promissão, e a menor foi de 1.640 org./L (*Staurastrum volans*), no reservatório de Barra Bonita (Tabela 61 - Anexo).

Em outubro de 2003, a maior densidade numérica ocorreu no reservatório de Barra Bonita, com 28.004 org./L da espécie *Cosmarium sp*, e o valor mínimo ocorreu no reservatório de Três Irmãos, com 1640 org./L da espécie *Cosmarium bioculatum* (Tabela 62 - Anexo).

Xantophyceae

Os resultados referentes à densidade dos representantes desse grupo estão apresentados nas Tabelas 57 a 62. Pode-se constatar que os representantes dessa classe apresentaram uma baixa frequência na maioria das amostras analisadas durante o estudo, sendo verificado casos de ausência total em determinados períodos do ano, como observado nos meses de junho e agosto de 2003.

Em novembro de 2002, foi encontrado apenas um representante dessa classe no reservatório de Ibitinga, com 3609 org./L da espécie *Centritractus sp*. Situação similar ocorreu em fevereiro de 2003, quando foi registrada a ocorrência de *Pseudostaurastrum sp*, com 4.010 org./L, no reservatório de Promissão (Tabela 57 e 58 - Anexo).

Para o mês de abril de 2003, apenas duas espécies foram encontradas nas amostras analisadas: *Centritractus sp*, com 1.1201 org./L, no reservatório de Bariri, e *Tetraplektron sp*, com 1.640 org./L, no reservatório de Barra Bonita (Tabela 59 - Anexo).

Nos meses de junho à agosto de 2003 não foram constatadas as presenças dos representantes dessa classe em nenhuma das amostras coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê (Tabelas 60 a 61 - Anexo)

Em outubro de 2003, somente 4 reservatórios apresentaram a ocorrência de representantes desse grupo, com destaque para o reservatório de Barra Bonita, com densidade de 7.467 org./L da espécie *Centrtractus sp*, enquanto que o reservatório de Nova Avanhandava apresentou 1.640 org./L da espécie *Pseudostaurastrum sp* (Tabela 62 - Anexo).

Euglenophyceae

A ocorrência da classe Euglenophyceae foi somente constatada em uma amostra coletada no reservatório de Três Irmãos, em outubro de 2003. A espécie *Mallomonas sp* foi o único representante desse grupo, apresentando a densidade total de 1.804 org./L em uma amostra coletada (Tabela 62 - Anexo)

Crysophyceae

A classe Crysophyceae foi representada somente pela espécie *Trachelomonas sp* durante todo o estudo. A ocorrência dessa espécie limitou-se apenas ao mês de outubro de 2003 nos reservatórios de Promissão e Nova Avanhandava, com valores de densidade variaram de 3.609 e 1.804 org./L, respectivamente. Os resultados obtidos para a densidade dessa classe estão apresentados na Tabela 62 (Anexo).

4.4.6 Densidade e distribuição espacial das formas coloniais e filamentosas de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê

As espécies da classe Cyanophyceae estiveram presentes em elevadas densidades numéricas em todos os reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo. Pode-se observar que representantes desta classe, como as ordens Chroococcales e Nostocales, se apresentaram pelas formas coloniais e filamentosas, respectivamente, com variações em sua distribuição espacial e densidade, entre os reservatórios analisados. Os resultados dos valores de densidade para as duas formas de cianobactérias e sua distribuição espacial nos reservatórios estão apresentados na Figura 49 e na Tabela 63 (Anexo).

Representantes do grupo, em especial da ordem Chroococcales (formas coloniais), como o gênero *Microcystis*, apresentaram ampla ocorrência nos ambientes investigados, contudo, foram verificadas suas maiores densidades numéricas nos três primeiros reservatórios do sistema Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga). Cianobactérias da ordem Nostocales (formas filamentosas), como os gêneros *Cylindrospermopsis* e

Raphidiopsis, apesar de sua ampla distribuição nos reservatórios do rio Tietê, apresentaram suas maiores densidades principalmente nos três últimos reservatórios do rio Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos). Casos de exceção a esse padrão de distribuição e predominância entre as duas ordens de cianobactérias (formas colônias e filamentosas), foram verificados durante o estudo, como observado em junho de 2003, quando elevadas densidades de cianobactérias, como *Microcystis*, estiveram presentes inclusive nos últimos reservatórios do rio Tietê.

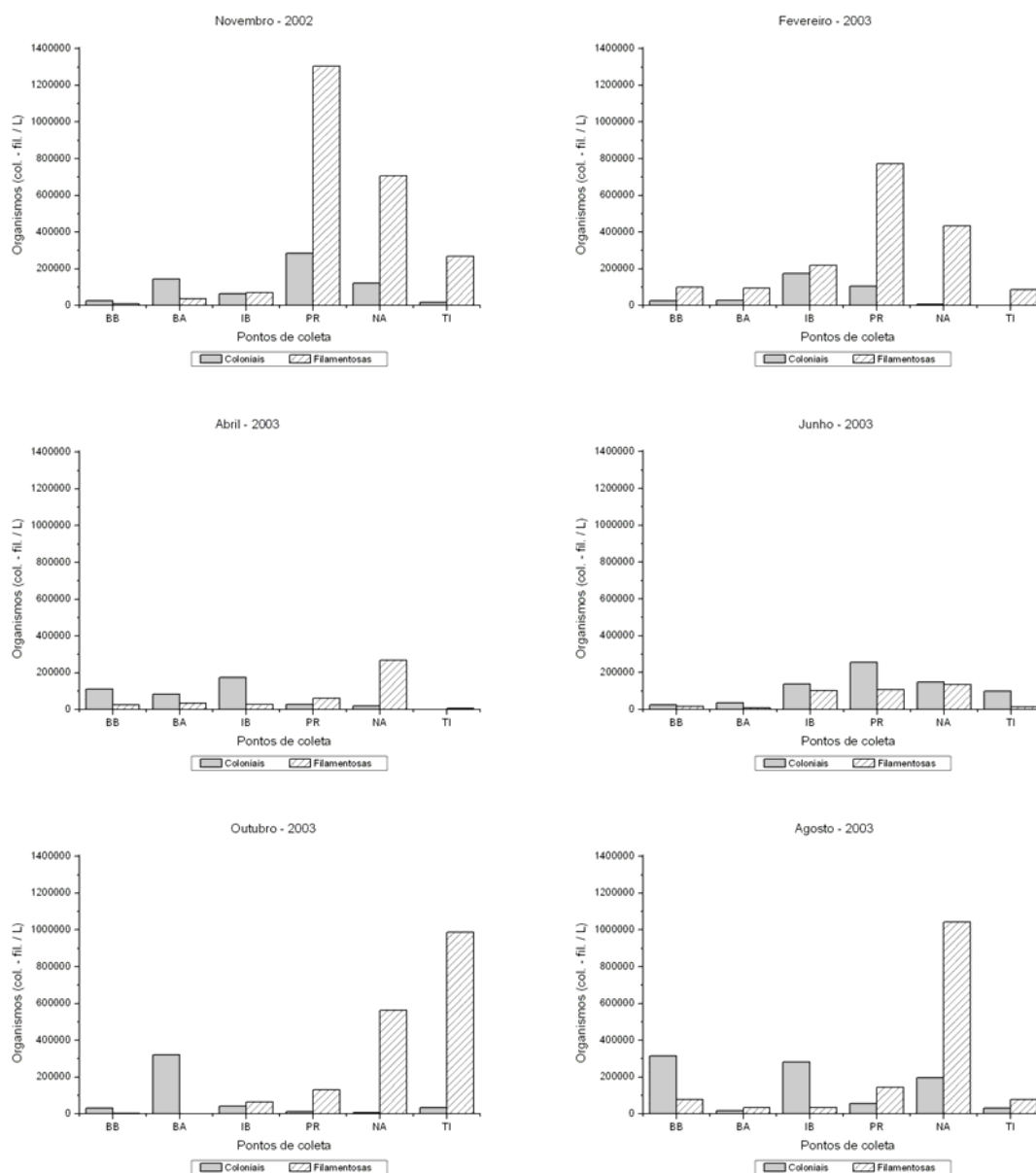


Figura 49. Densidade e distribuição das formas coloniais e filamentosas de cianobactérias (org./ L) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.4.7 Riqueza, diversidade e uniformidade das comunidades fitoplanctônicas nos reservatórios do Sistema Tietê.

4.4.7.1 Riqueza

Os valores obtidos para a riqueza, entre os reservatórios investigados, demonstraram um padrão espacial e temporal na distribuição de seus valores durante o estudo. Em geral, a riqueza foi maior durante os períodos intermediários do ciclo hidrológico, entre a estação de chuva e seca, principalmente nos dois primeiros e nos três últimos reservatórios do rio Tietê. Os reservatórios de Barra Bonita, Promissão e Nova Avanhandava apresentaram as maiores riqueza para o rio Tietê, com destaque para o reservatório de Promissão (agosto/2003), com o valor de 36 táxons. Os reservatórios de Bariri, Ibitinga e Três Irmãos apresentaram os menores valores de riqueza, principalmente os reservatórios de Bariri (fevereiro/2003) e Ibitinga (abril/2003), que obtiveram 14 táxons. Ocasionalmente, houve exceções ao padrão de baixos valores na riqueza de espécies, como observado no reservatório de Nova Avanhandava, em fevereiro de 2003, quando foi registrada a menor riqueza para o estudo, com 8 táxons (Figura 50, Tabela 64 - Anexo).

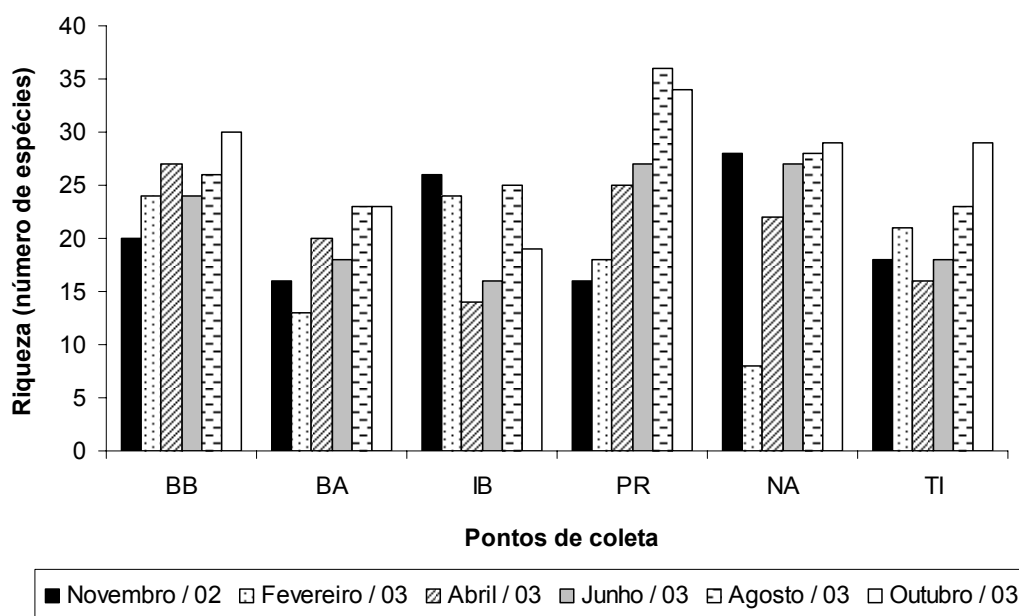


Figura 50. Riqueza de táxons fitoplanctônicos registrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante os meses de coleta do estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

Durante o estudo, foi constatado que a classe Chlorophyceae apresentou a maior representatividade entre as classes fitoplanctônicas nos reservatórios do rio Tietê. A riqueza no número de espécies encontradas para esta classe foi de 34 táxons, em novembro de 2003 e 22 táxons, em junho de 2003. A classe Cyanophyceae apresentou-se como a segunda com relação à maior contribuição para a riqueza total do fitoplâncton nos reservatórios estudados. O número de espécies encontradas para esta classe foi mais uniforme durante o período de estudo, sendo o maior número registrado no mês de novembro, com 16 táxons. O grupo das Bacillariophyceae foi o terceiro grupo de maior representatividade entre a comunidade fitoplanctônica. Apesar da classe Bacillariophyceae ter apresentado baixos valores de riqueza, se comparado aos dois grupos anteriores descritos, esta manteve-se uniforme na maior parte do período de estudo, com aumento nesse número de espécies a partir da coleta de abril de 2003. As demais classes fitoplanctônicas, apesar de terem apresentado baixos valores de riqueza de espécies, foram responsáveis por 12,36 % na contribuição da riqueza total da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do rio Tietê durante o período de estudo (Figura 51, Tabela 65 – Anexo).

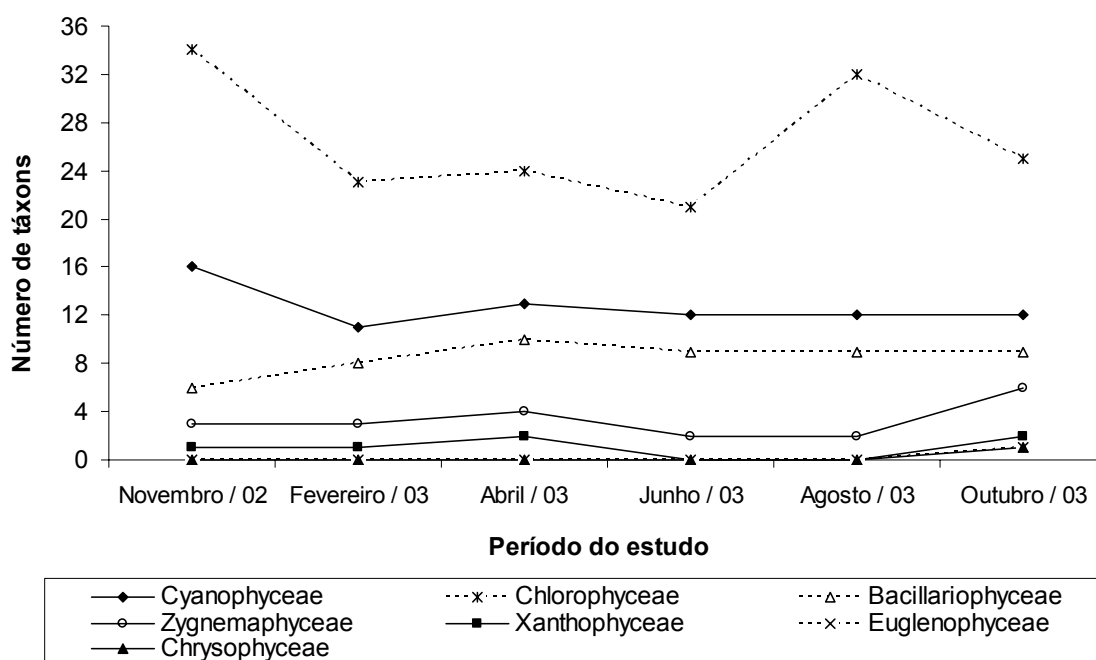


Figura 51. Variação no número de táxons entre as classes fitoplanctônicas ao longo dos meses de estudo nos reservatório do Médio e Baixo rio Tietê (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.4.7.2 Diversidade

De acordo com os resultados obtidos para a diversidade da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do Sistema Tietê, segundo o Índice de Shannon-Wiener, constata-se que esta apresentou uma ampla variação entre seus valores ao longo do sistema Tietê. De modo geral, os valores de diversidade foram maiores nos períodos intermediários do ciclo hidrológico, entre o período de chuva e seca, principalmente nos dois primeiros e nos três últimos reservatórios do rio Tietê. O reservatório de Ibitinga manteve um padrão mais uniforme com relação aos valores obtidos durante o estudo. Os valores de diversidade oscilaram de 4,03 Bits/ind. em outubro de 2003, no reservatório de Barra Bonita, a 0,88 Bits/ind. em fevereiro de 2003, no reservatório de Bariri. Os reservatórios de Barra Bonita e Promissão apresentaram os maiores valores de diversidade, enquanto que os reservatórios de Ibitinga, Nova Avanhandava e Três Irmãos obtiveram os menores valores em grande parte do estudo. Os resultados obtidos para os valores de diversidade na comunidade fitoplanctônica nos reservatórios investigados estão apresentados na Figura 52 e na Tabela 66 (Anexo)

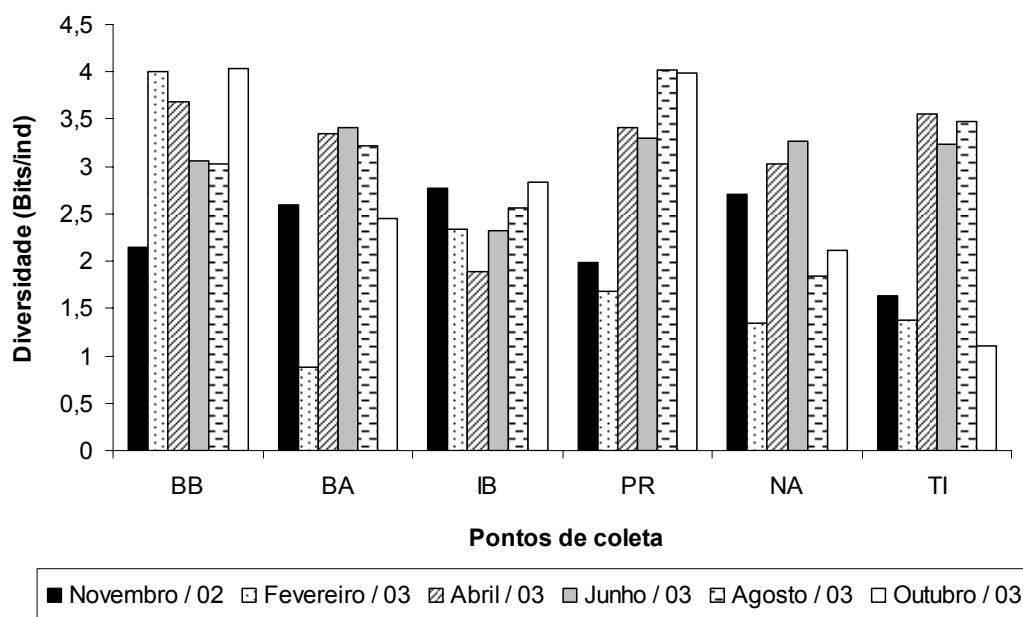


Figura 52. Variação dos valores do Índice de Diversidade (bits/indivíduos) para a comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do rio Tietê durante o período de estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

Quando comparados, simultaneamente, os resultados do índice de diversidade com a riqueza de espécies presentes nas amostras, verifica-se uma similaridade entre

esses, apresentando uma mesma tendência entre ambos os valores na maioria dos reservatórios investigados. Ocasionalmente, ocorreu exceção a esse padrão, mas esta limitou-se a casos isolados, ocorridos em alguns reservatórios e em algumas das coletas realizadas. Os resultados referentes à comparação entre o índice de diversidade com os de riqueza nos reservatórios do Sistema Tietê estão descritos para os seus respectivos meses de coleta, apresentados na Figura 53 e entre as Tabelas 64 e 66 (Anexo), respectivamente.

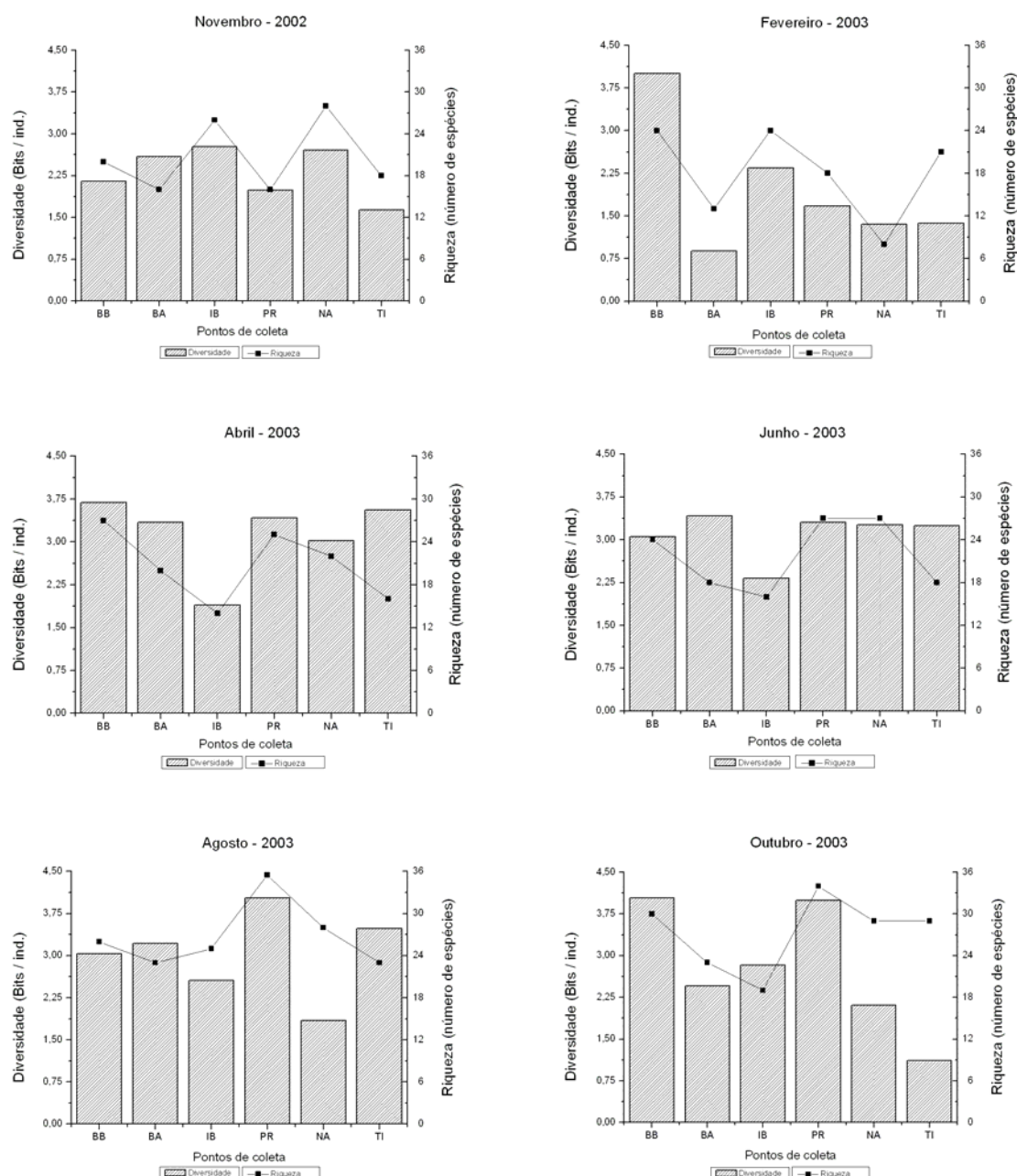


Figura 53. Diversidade e riqueza de espécies nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.4.7.3 Uniformidade

Os resultados referentes aos valores de uniformidade na comunidade fitoplanctônica, nos reservatórios investigados estão apresentados na Figura 54 e na Tabela 67 (Anexo).

A uniformidade ou equitabilidade calculada para a comunidade fitoplanctônica demonstrou um padrão de homogeneidade para a maioria das amostras analisadas nos reservatórios do rio Tietê, embora tenham sido registrados pequenas variações em alguns de seus valores durante o estudo. Os valores de uniformidade oscilaram entre 0,88 e 0,22, ambos registrados no reservatório de Três Irmãos, nos meses de fevereiro e outubro de 2003, respectivamente. Em geral, os resultados registrados para os valores de uniformidade foram semelhantes, com mesma tendência aos dados observados para a diversidade da comunidade fitoplanctônica, sem qualquer padrão espacial e temporal definido na distribuição dos seus valores.

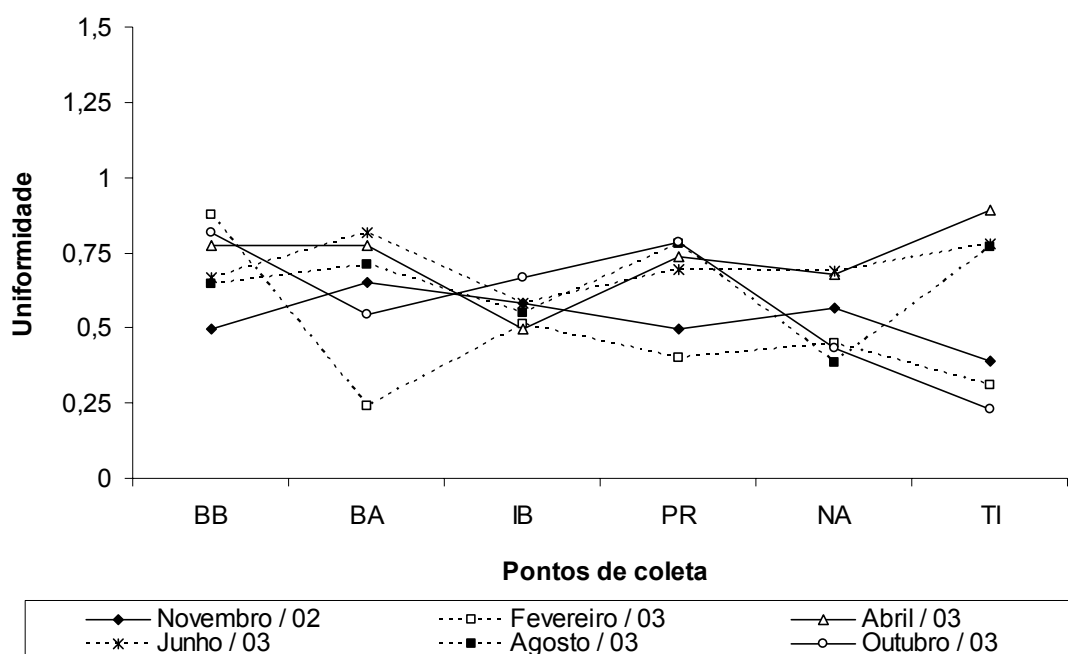


Figura 54. Variação dos valores de Uniformidade da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.5 Análise numérica dos dados obtidos

4.5.1 Análise de similaridade da composição do fitoplâncton

Os resultados obtidos na análise de similaridade para a composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê estão apresentados nas Figuras 55 a 60 e nas Tabelas 68 a 73 (Anexo). A matriz de similaridade, segundo o método de Bray e Curtis (1957), revelou que esta foi maior durante os meses de fevereiro de 2003 (84%), outubro de 2003 (60%) e junho de 2003 (60%), e menor nos meses de novembro de 2002 (1,4%) e abril de 2003 (2%).

Os resultados relativos à análise de similaridade na composição taxonômica entre os reservatórios estão descritos segundo os respectivos meses de coleta, objetivando pormenorizar as possíveis variações que ocorram nos valores obtidos durante o estudo.

Em novembro de 2002, os maiores valores de similaridade na composição dos táxons entre os reservatórios variaram de 42 a 47 %, entre as amostras coletadas em Barra Bonita e Bariri (47%); Promissão e Nova Avanhandava (47%) e Três Irmãos e Nova Avanhandava (42%). Os menores valores de similaridade encontrados nesse mesmo período foram observados entre os reservatórios de Barra Bonita com Nova Avanhandava (2%), e Barra Bonita com Promissão (1,4%); (Figura 55 e Tabela 68 - Anexo).

Em fevereiro de 2003, o índice de similaridade entre os reservatórios, apresentou a maior variação durante o período de estudo, com os valores variando oscilando entre 9 e 84 %. Os maiores valores foram registrados entre os reservatórios de Bariri e Três Irmãos (84%); e Ibitinga com Promissão (70%). Os mais baixos valores de similaridade foram observados entre os reservatórios de Barra Bonita e Três Irmãos (9%); Barra Bonita e Nova Avanhandava (10%) e Barra Bonita com Promissão (10%) (Figura 56 e Tabela 69 - Anexo).

Para o mês de abril de 2003, o índice de similaridade esteve compreendido entre 2 e 49% nos reservatórios do Sistema Tietê. Os maiores valores ocorreram entre os reservatórios de Barra Bonita e Bariri (49%), e Barra Bonita e Promissão (36%), enquanto que os menores valores foram obtidos entre os reservatórios de Ibitinga e Nova Avanhandava (4%) e Ibitinga e Três Irmãos (2%) (Figura 57 e Tabela 70 - Anexo).

Na coleta de junho de 2003, os valores de similaridade estiveram compreendidos entre 21 e 60%. As maiores similaridades foram observadas entre os reservatórios de Promissão e Nova Avanhandava (60%), Barra Bonita e Bariri (47%), Promissão e Três

Irmãos (47%), enquanto que as menores similaridades foram observadas entre os reservatórios de Bariri e Nova Avanhandava (22%) e Barra Bonita e Ibitinga (21%) (Figura 58 e Tabela 71 - Anexo).

Em agosto de 2003, a similaridade nos reservatórios do rio Tietê estiveram entre 8 e 56%. Os maiores valores no índice de similaridade foram registrados entre os reservatórios de Promissão e Três Irmãos (56%) e Barra Bonita e Ibitinga (49%), enquanto que os menores valores de similaridade estiveram compreendidos entre os reservatórios de Ibitinga e Promissão (17%), Ibitinga e Três Irmãos (17%), e Bariri e Nova Avanhandava (8%) (Figura 59 e Tabela 72 - Anexo).

No mês de outubro de 2003, a similaridade na composição taxonômica entre os reservatórios em estudo variou de 5 a 66%, entre as amostras coletadas nos reservatórios de Nova Avanhandava e Três Irmãos (66%) e Promissão e Nova Avanhandava (44%). Os menores valores de similaridade foram verificados entre as amostras coletadas nos reservatórios de Ibitinga e Nova Avanhandava (6%), Bariri e Nova Avanhandava (5%), e Bariri e Três Irmãos (5%) (Figura 60 e Tabela 73- Anexo).

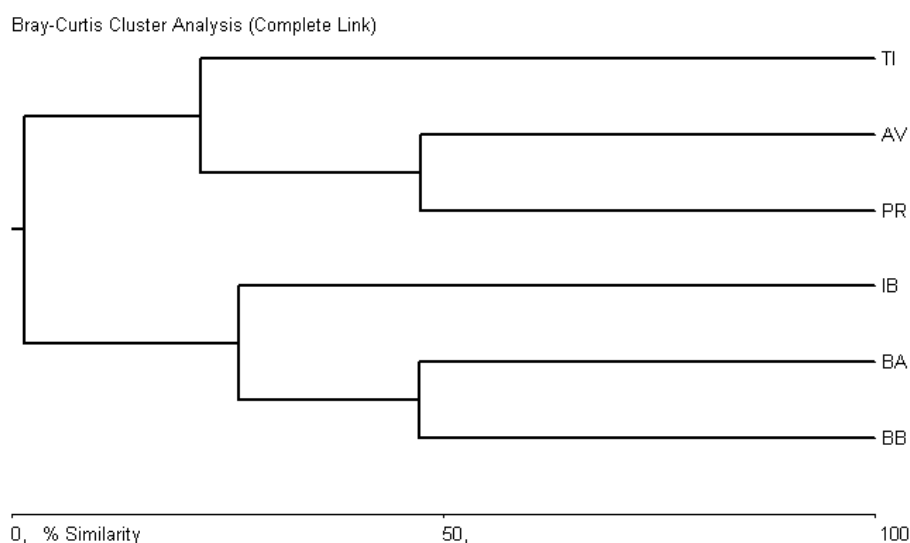


Figura 55. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

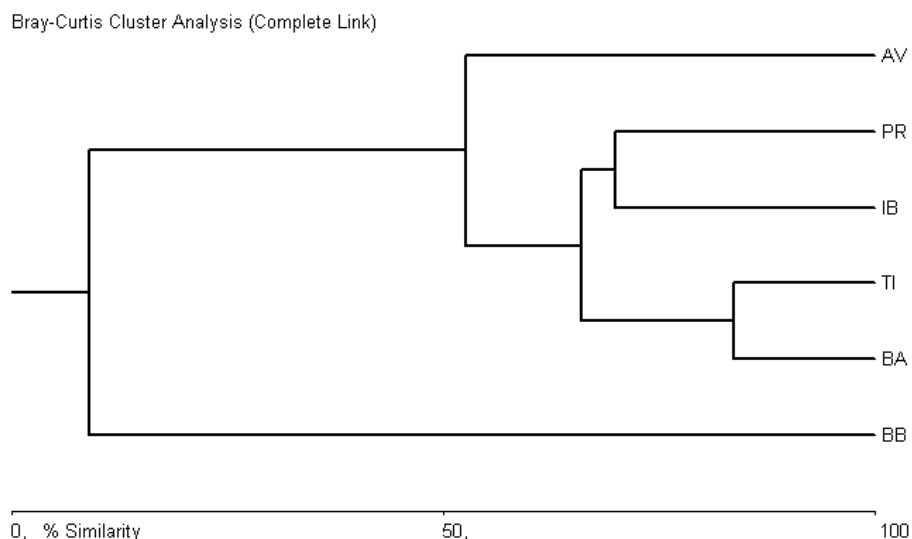


Figura 56. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em fevereiro de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

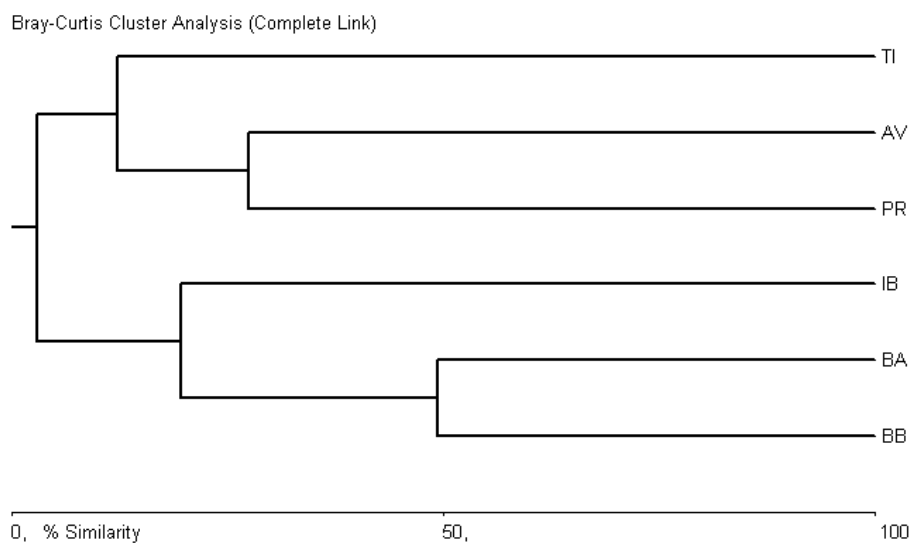


Figura 57. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em abril de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

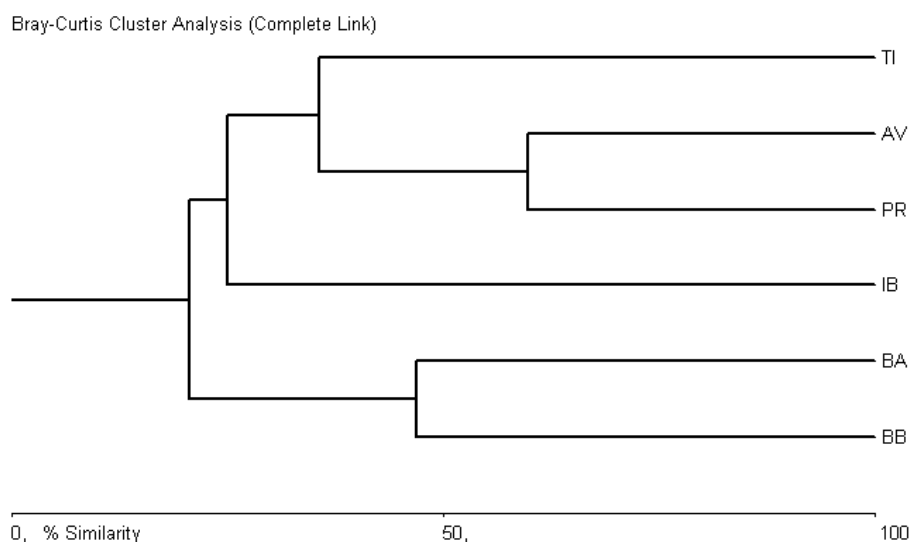


Figura 58. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em junho de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

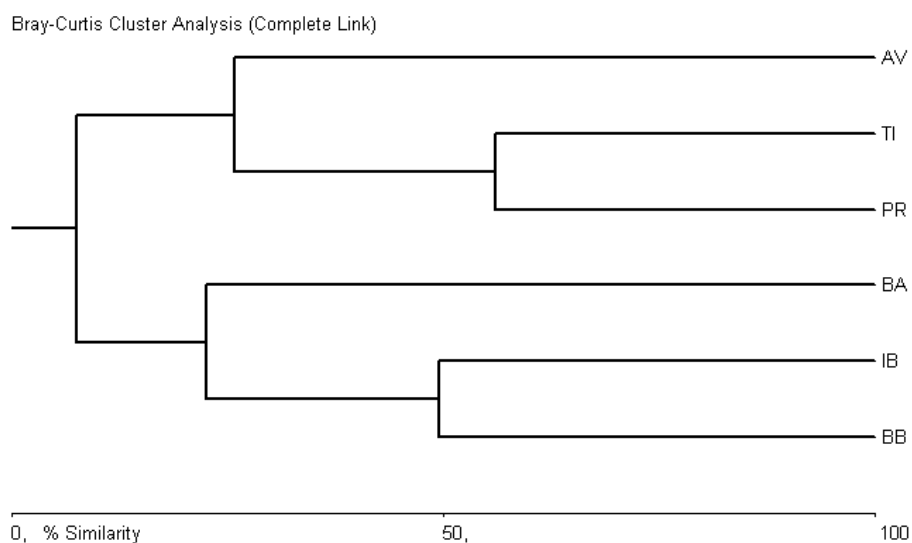


Figura 59. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em agosto de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

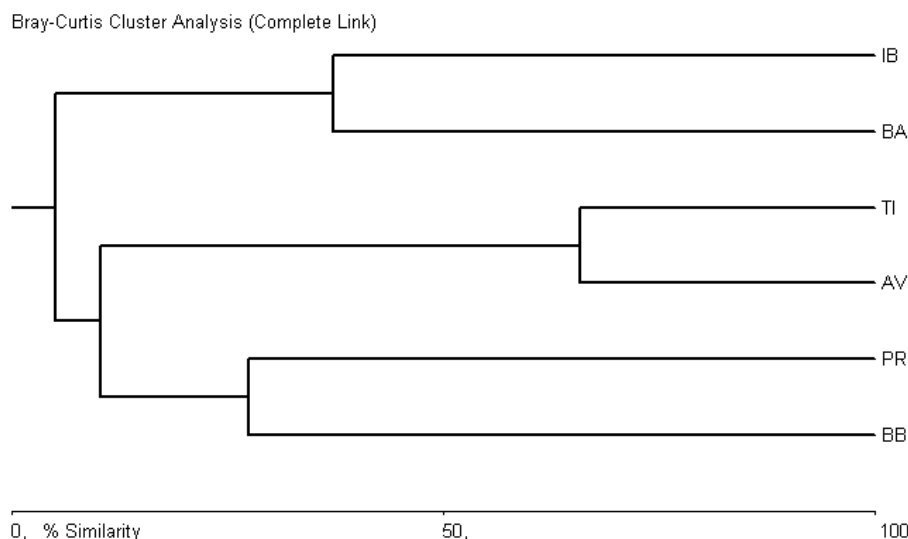


Figura 60. Análise de agrupamento para similaridade na composição dos táxons encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em outubro de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; AV: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.5.2 Análise de Componentes Principais (ACP)

Os dados analisados apresentaram um percentual de explicação (variância acumulada) de 91% em novembro de 2002; 86% em fevereiro de 2003; 83% em abril de 2002; 92% em junho de 2003; 89% em agosto de 2003 e 91% em outubro de 2003. Todos os resultados obtidos para a análise de componentes principais estão descritos para os respectivos meses de coleta durante o estudo, e apresentados nas tabelas 74 e 75 (Anexo).

Em novembro de 2002, as variáveis que melhor explicaram o primeiro componente, com 70,83%, foram compostas pelo nitrito, fósforo total, fósforo total dissolvido, fosfato inorgânico, silicato, condutividade, oxigênio dissolvido e índice de estado trófico (sendo estas variáveis com cargas superiores a 0,90), com destaques para o nitrito (0,98), fósforo total (0,97) e condutividade (0,97). Dentre estas variáveis, o silicato (-0,98) e o oxigênio (-0,91) contribuíram negativamente. O segundo componente apresentou um percentual de explicação de 20,8%, sendo o nitrito (-0,13) e a condutividade (-0,10) as variáveis representadas com cargas negativas.

Na análise de fevereiro de 2003, o percentual de explicação para o primeiro componente principal foi de 86%, e as principais variáveis que o explicaram foram o íon amônio, fósforo total, material em suspensão total, temperatura da água, índice de estado trófico e razão nitrogênio total / fósforo total. Neste eixo destacaram-se,

principalmente, o íon amônio e o índice de estado trófico, ambos com carga de 0,97, enquanto que a temperatura da água contribuiu com carga negativa (-0,93). O segundo componente principal apresentou percentual de explicação de 15,84%, sendo composto apenas pelos dados de material em suspensão total, com carga negativa de -0,17.

Na coleta de abril de 2003, a porcentagem de explicação para o primeiro componente foi de 53,43% e foi formado por fósforo total, fósforo total dissolvido, fosfato inorgânico, pH, condutividade e razão nitrogênio / fósforo total. Neste eixo, destacaram-se o fósforo total e a razão nitrogênio total / fósforo total, ambos com carga de 0,96, enquanto que o pH destacou-se com carga negativa (-0,90). No segundo componente principal, os dados que melhor explicaram foram os de silicato, com carga negativa de -0,99 e a riqueza de espécies, com carga de 0,93.

Em junho de 2003, o primeiro componente, com 73,2% de explicação, foi composto pelo nitrito, nitrato, fósforo total, fósforo total dissolvido, fosfato inorgânico, material em suspensão inorgânico, material em suspensão total, índice de estado trófico, nitrogênio inorgânico dissolvido e razão nitrogênio total / fósforo total. Entre as variáveis analisadas, o fósforo total e a razão nitrogênio total / fósforo total apresentaram maiores representatividades, com 0,99. No segundo componente, o percentual de explicação foi de 18,41%, sendo apenas o Silicato a variável que obteve maior destaque, com 0,94.

Na coleta do mês de agosto de 2003, o percentual de explicação para o primeiro componente foi de 63,7% e foi composto por fósforo total, fósforo total dissolvido, fosfato inorgânico, material em suspensão inorgânico, material em suspensão total, condutividade, índice de estado trófico, temperatura da água e razão nitrogênio total / fósforo total, sendo que a variável que conferiu grau de explicação foi a condutividade, com 0,98. Uma exceção ficou para a variável temperatura, a qual apresentou um valor negativo de explicação, com -0,94. O segundo componente analisado apresentou um percentual de explicação de 25,19%, correspondendo ao nitrito, íon amônio, nitrogênio inorgânico dissolvido e razão nitrogênio inorgânico dissolvido / fósforo inorgânico dissolvido, representados por cargas negativas de -0,93; -0,92; -0,94 e -0,98; respectivamente.

Em outubro de 2003, as variáveis que melhor explicaram o primeiro componente, com 91%, foram compostas pelo fósforo total, fósforo total dissolvido, fosfato inorgânico, material em suspensão inorgânico, material em suspensão orgânico, material em suspensão total e razão nitrogênio inorgânico dissolvido / fósforo inorgânico dissolvido. A exceção ficou para a variável condutividade, a qual apresentou um maior valor e com carga negativa de -0,98. Para o segundo componente, o

percentual de explicação foi de 25,72 %, sendo composto pela variável íon amônio, com carga negativa de -0,91.

4.5.3 Análise de agrupamento entre os componentes principais

Com base nos resultados obtidos nas análises de componentes principais (PCA), foi realizada uma análise de agrupamentos entre as duas componentes (1 e 2) das PCA's durante os meses de estudo. Foi utilizado o coeficiente de correlação cofenética dos valores das principais variáveis selecionadas, com valor do "r" igual ou superior a 0,80, a fim de reduzir possíveis distorções entre os dados (PCA) avaliados posteriormente nos agrupamentos gerados (LEGENDRE, 1983). Foi também utilizado o coeficiente de distância euclidiana média, em conjunto com o método de ligação do agrupamento pela associação média não ponderada (UPGMA). Os resultados referentes a essas análises estão apresentados segundo os respectivos meses de coleta, estando estes apresentados nas Figuras 61 a 66.

Na análise de agrupamento do mês de novembro de 2002, ao nível de corte de 0,30, foi observado a formação de 4 grupos, sendo 3 destes representados individualmente pelos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga, enquanto o quarto grupo foi composto por dois subgrupos, um formado pelos reservatórios de Promissão e Nova Avanhandava e outro pelo reservatório de Três Irmãos. O coeficiente de correlação cofenética foi de 0,81, sendo os resultados apresentados na Figura 61.

Para a coleta do mês de fevereiro de 2003, também ao nível de corte de 0,30, foi observada a formação de 2 grupos, com o coeficiente de correlação cofenética de 0,84. O primeiro grupo esteve formado por um subgrupo, representado pelos três últimos reservatórios do sistema Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos). O segundo grupo também foi formado por um subgrupo, este constituído pelos reservatórios de Ibitinga, Bariri e Barra Bonita (Figura 62).

Em abril de 2003, ao nível de corte de 0,30, a análise de agrupamento revelou a formação de 3 grupos, sendo dois destes formados pelos reservatórios de Ibitinga e Três Irmãos, e o terceiro representado por um subgrupo, composto pelos reservatórios de Barra Bonita, Bariri, Promissão e Nova Avanhandava. Foi verificado um coeficiente de correlação cofenética durante esse período de 0,80. (Figura 63),

Na análise de agrupamento de junho de 2003, foi verificado, ao nível de corte de 0,30, a formação de 4 grupos, com correlação cofenética de 0,87, que foi o maior valor de correlação para o sistema em estudo. O primeiro grupo, e mais distante, foi representado pelo reservatório de Bariri, seguido posteriormente pelo grupo constituído pelos reservatórios de Três Irmãos e Ibitinga. O terceiro grupo foi representado pelos

reservatórios de Nova Avanhandava e Promissão, e o último foi constituído pelo reservatório de Barra Bonita (Figura 64).

Na coleta de agosto de 2003, a análise de agrupamento apresentou um coeficiente de correlação cofenética de 0,83 e a formação de 3 grupos, ao nível de corte de 0,30. O primeiro grupo foi representado por um subgrupo, constituído pelos reservatórios de Três Irmãos, Nova Avanhandava e Promissão. O segundo agrupamento foi composto pelos reservatórios de Ibitinga e Bariri, enquanto que o último grupo foi formado pelo reservatório de Barra Bonita (Figura 65).

Na análise de agrupamento realizada no mês de outubro de 2003, ao nível de corte de 0,30, foi verificada a formação de 2 grupos, com valor de correlação cofenética de 0,84. O primeiro grupo foi representado por um subgrupo formado pelos reservatórios de Três Irmãos, Nova Avanhandava e Promissão; o segundo agrupamento foi formado por dois subgrupos, um com os reservatórios de Ibitinga e Bariri, e outro com o reservatório de Barra Bonita, respectivamente (Figura 66).

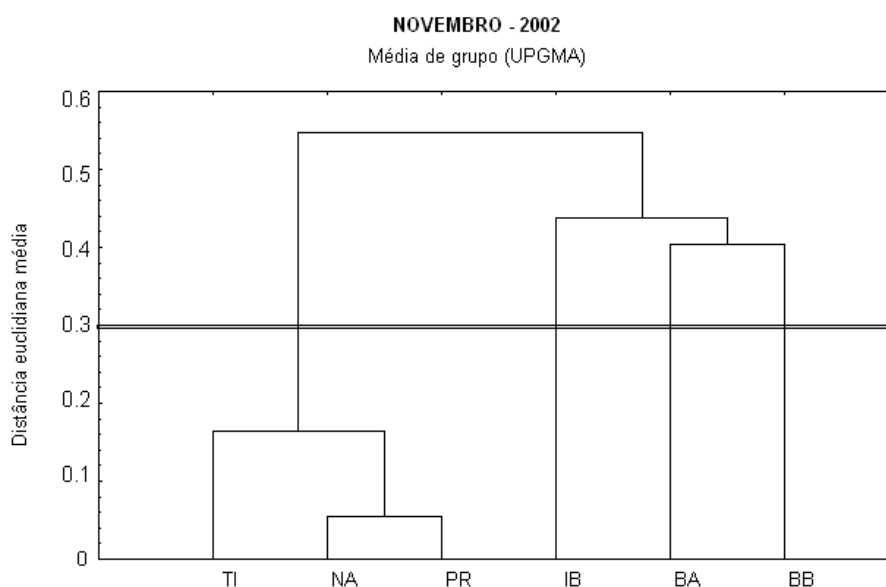


Figura 61. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

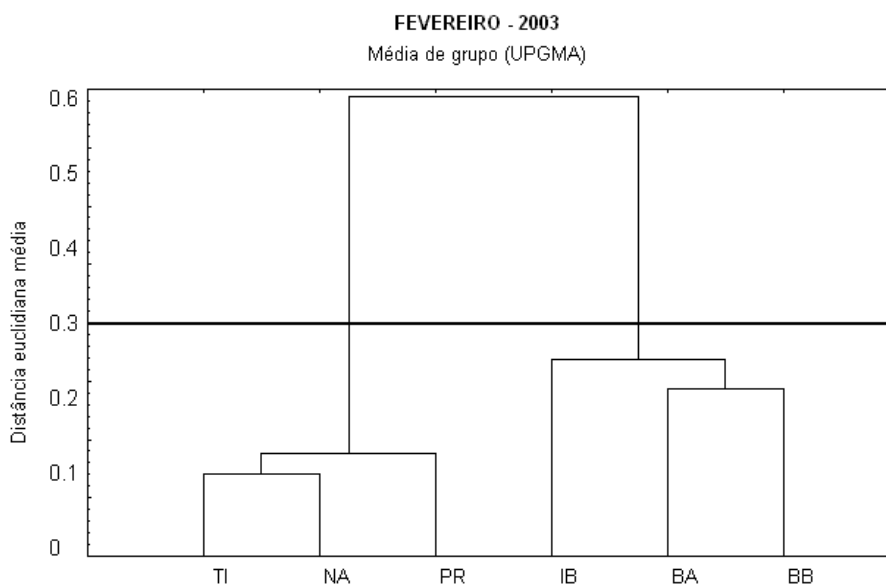


Figura 62. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

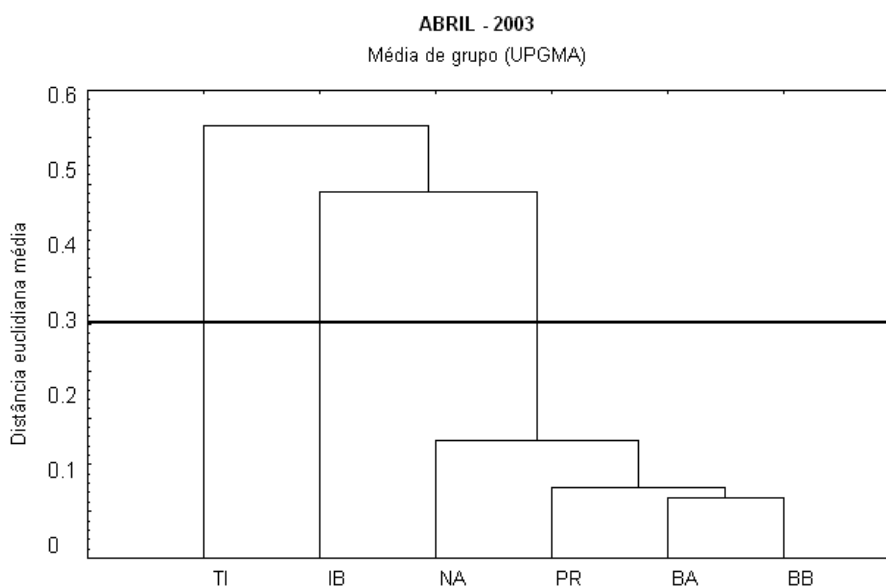


Figura 63. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

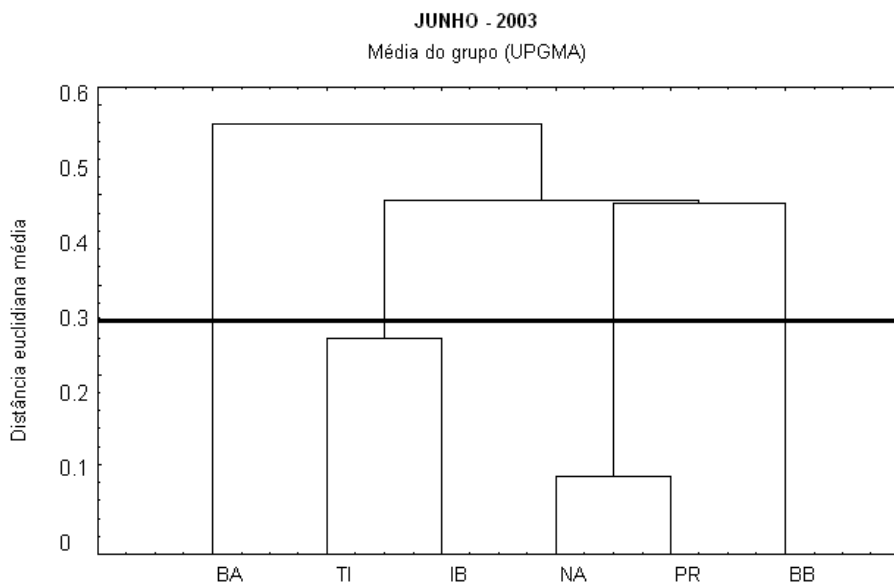


Figura 64. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

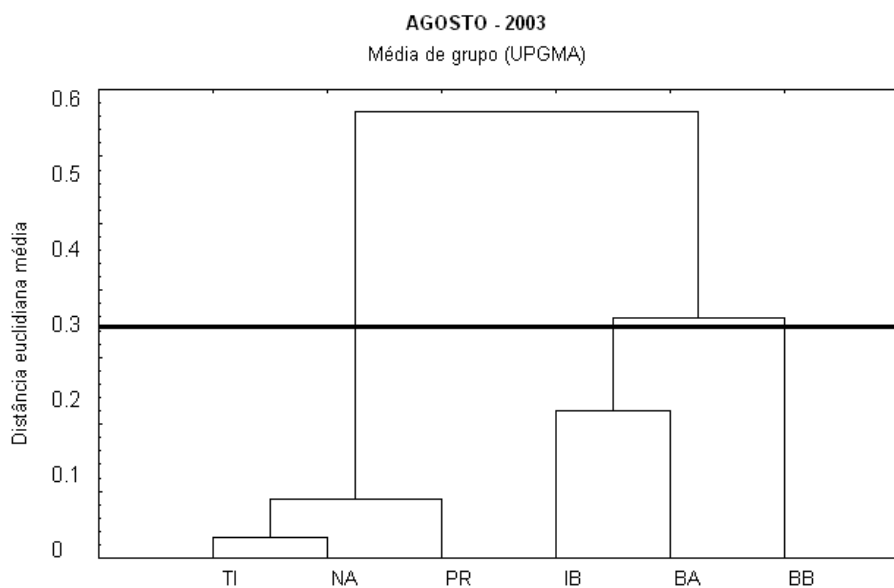


Figura 65. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

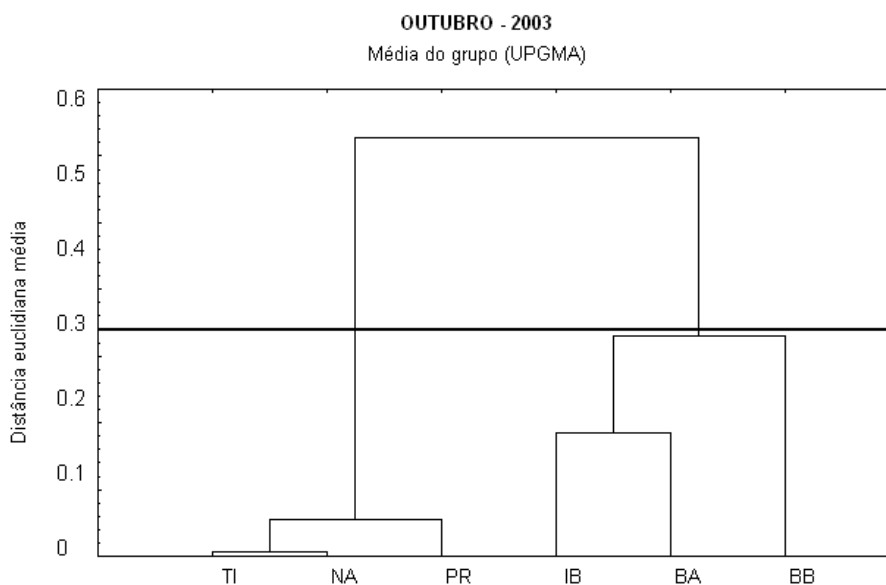


Figura 66. Análise de agrupamento dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003 (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.6 Florações de Cianobactérias nos Reservatórios do Rio Tietê

4.6.1 Composição, distribuição e densidade das espécies de cianobactérias nos florescimentos nos reservatórios do Sistema Tietê

Durante o estudo foram encontradas florações de cianobactérias em todas as amostras coletadas em arrastos com rede plâncton nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê. Essas florações apresentaram composição mista nas amostras analisadas e distribuídas ao longo dos reservatórios investigados. Foram encontradas 16 espécies de cianobactérias nos reservatórios do rio Tietê, sendo 7 espécies da ordem *Chroococcales* (*Chroococcus sp*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniforme*, *Microcystis robusta*, *Microcystis sp*, *Microcystis viridis* e *Synechocystis sp*), 7 espécies da ordem *Nostocales* (*Anabaena circinalis*, *Anabaena planctônica*, *Anabaena solitária*, *Anabaena sp*, *Anabaena spiroides*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Raphidiopsis sp*) e 2 espécies da ordem *Oscillatoriales* (*Planktothrix sp* e *Pseudoanabaena sp*).

Os resultados referentes à composição, distribuição e densidades das espécies de cianobactérias presentes nos florescimentos nos reservatórios estão apresentados

nas Figuras 67 a 72 e nas Tabelas 76 a 81 (Anexo) e descritos segundo seus respectivos meses de coleta durante o estudo.

Espécies como *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniforme* e *Microcystis sp* apresentaram ampla distribuição nos seis reservatórios, enquanto que *Microcystis robusta* e *Microcystis viridis* foram mais freqüentes nos três primeiros reservatórios do sistema Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga). Embora espécies como *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Raphidiopsis sp* tivessem apresentado ampla distribuição em todos os ambientes analisados, essas foram predominantes nos reservatórios do Baixo rio Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos). Gêneros como *Planktothrix* e *Pseudoanabaena*, juntamente com representantes do gênero *Anabaena*, apresentaram suas maiores abundâncias nos quatro primeiros reservatórios do sistema Tietê (Barra Bonita, Bariri, Ibitinga e Promissão). O gênero *Chroococcus* apresentou ocorrência restrita principalmente aos três primeiros (Barra Bonita, Bariri, Ibitinga) e no último reservatório do rio Tietê (Três Irmãos), enquanto que *Synechocystis sp* foi encontrada apenas no reservatório de Bariri em novembro de 2002. Representantes do gênero *Pseudoanabaena* também apresentaram ampla ocorrência entre os reservatórios; no entanto, sua predominância com altos valores de densidades esteve associada aos três primeiros reservatórios do rio Tietê.

Em novembro de 2002, foram identificadas 16 espécies de cianobactérias, com a maior densidade, no reservatório de Ibitinga (com 20.483 org./L). Dentre as espécies, o gênero *Pseudoanabaena sp* obteve a maior densidade (10.350 org./L) no reservatório de Bariri, enquanto que *Anabaena solitária* obteve a menor densidade, com 180 org./L, no reservatório de Barra Bonita (Figura 67 e Tabela 76 - Anexo).

Na coleta de fevereiro de 2003, 12 espécies de cianobactérias foram registradas nas amostras coletadas nos reservatórios do rio Tietê, sendo o reservatório de Nova Avanhandava aquele apresentou a maior densidade (12.460 org./L), com destaque para *Cylindrospermopsis raciborskii* (8.120 org./L). O reservatório de Promissão apresentou a menor densidade para as cianobactérias, destacando-se *Microcystis viridis* com 186 org./L (Figura 68 e Tabela 77 - Anexo).

Em abril de 2003 foi verificada a presença de 12 espécies de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê. O reservatório de Nova Avanhandava apresentou a maior e menor densidades, principalmente para as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix sp*, com valores entre 18.688 e 180 org./L, respectivamente. Para o mesmo reservatório foi também encontrada a maior densidade para seus representantes, com um total de 24.288 org./L (Figura 69 e Tabela 78 - Anexo).

No mês de junho de 2003, o grupo das cianobactérias esteve representado por 14 espécies. O reservatório de Ibitinga apresentou a maior densidade entre os demais,

num total de 39.396 org./L, especialmente para *Pseudoanabaena* sp (20.000 org./L). O reservatório de Três Irmãos apresentou a menor densidade para as cianobactérias, a exemplo da espécie *Microcystis aeruginosa*, com 186 org./L (Figura 70 e Tabela 79 - Anexo).

Na coleta de agosto de 2003 foram registradas 13 espécies de cianobactérias nas amostras dos reservatórios com florações. A maior densidade foi observada no reservatório de Nova Avanhandava, com 35.923 org./L, sendo que a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou 29.666 org./L. A menor densidade deste grupo foi registrada no reservatório de Três Irmãos, com destaque para *Raphidiopsis* sp (185 org./L) (Figura 71 e Tabela 80 - Anexo).

Em outubro de 2003, 14 espécies de cianobactérias estiveram presentes nas amostras analisadas dos reservatórios. O reservatório de Três Irmãos apresentou a maior densidade, com 46.812 org./L, com destaque para a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (40.444 org./L). A menor densidade entre seus representantes foi constatada no reservatório de Ibitinga, especialmente para *Chroococcus* sp (180 org./L) (Figura 72 e Tabela 81 - Anexo).

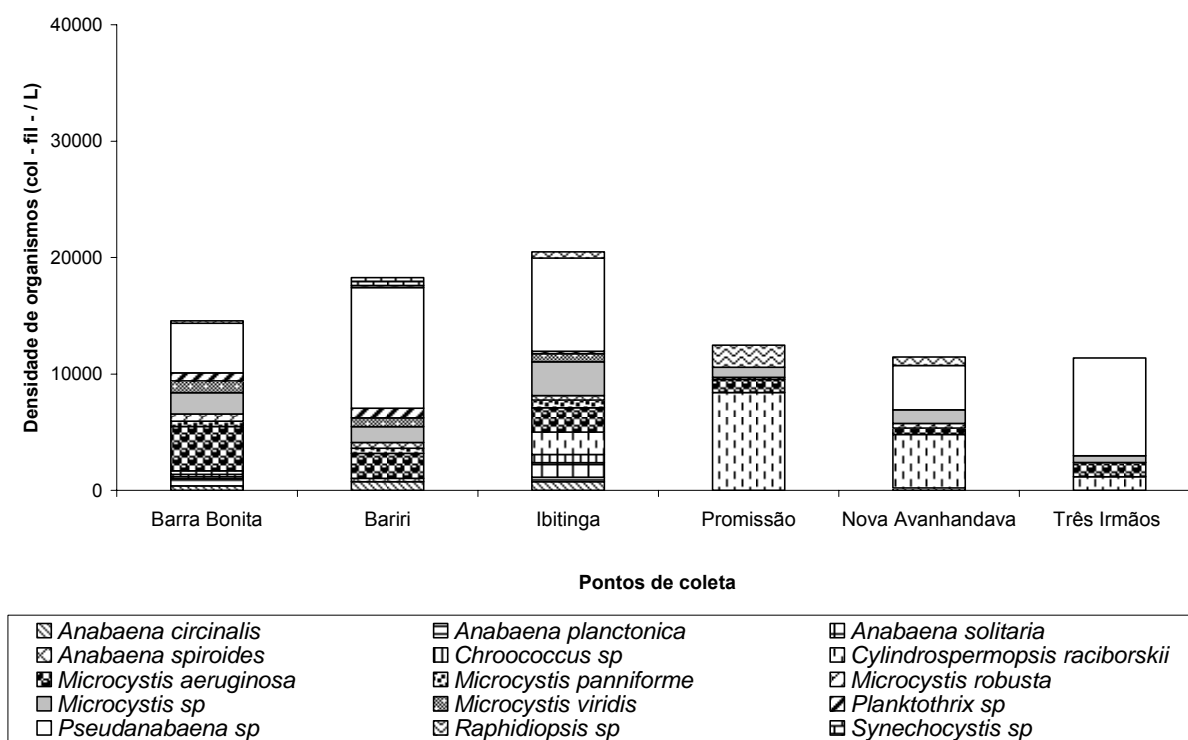


Figura 67. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

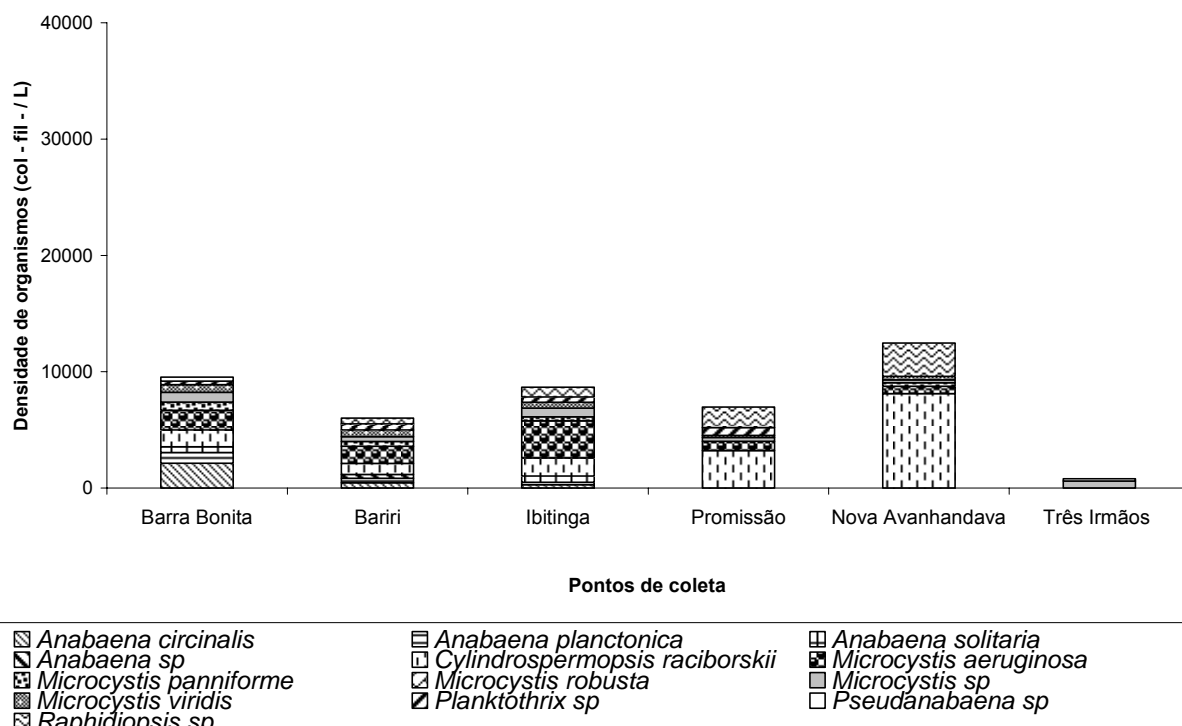


Figura 68. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

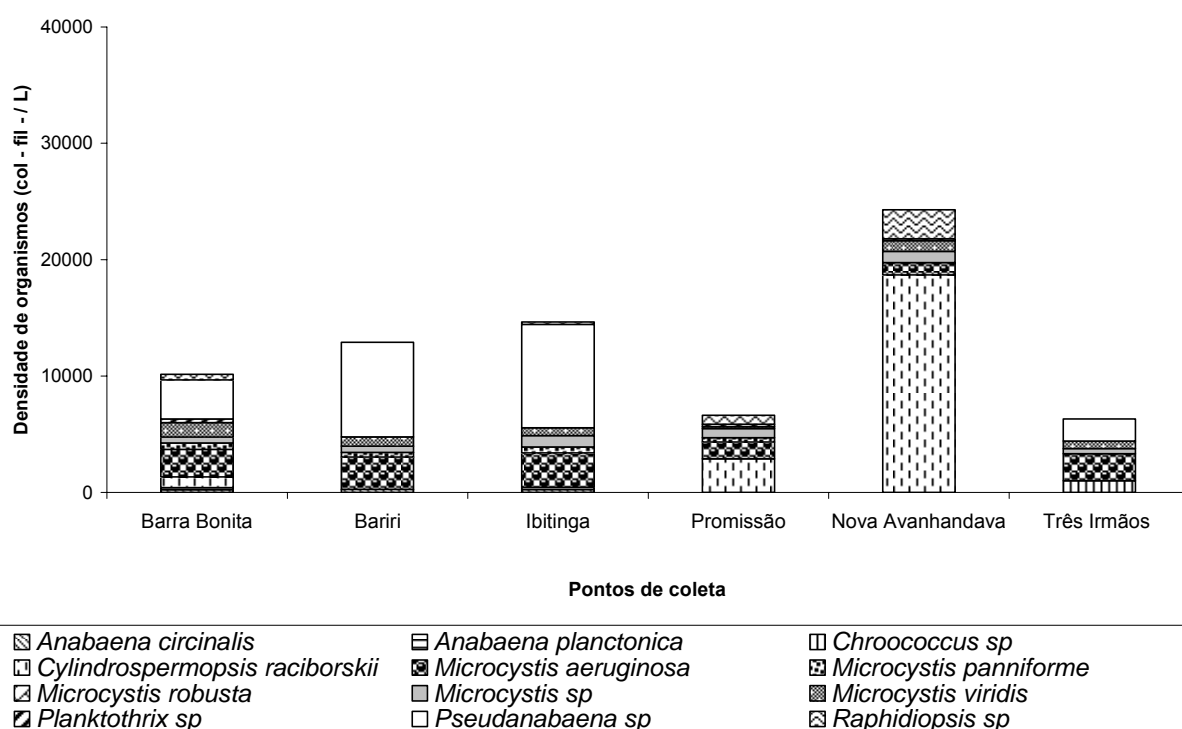


Figura 69. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

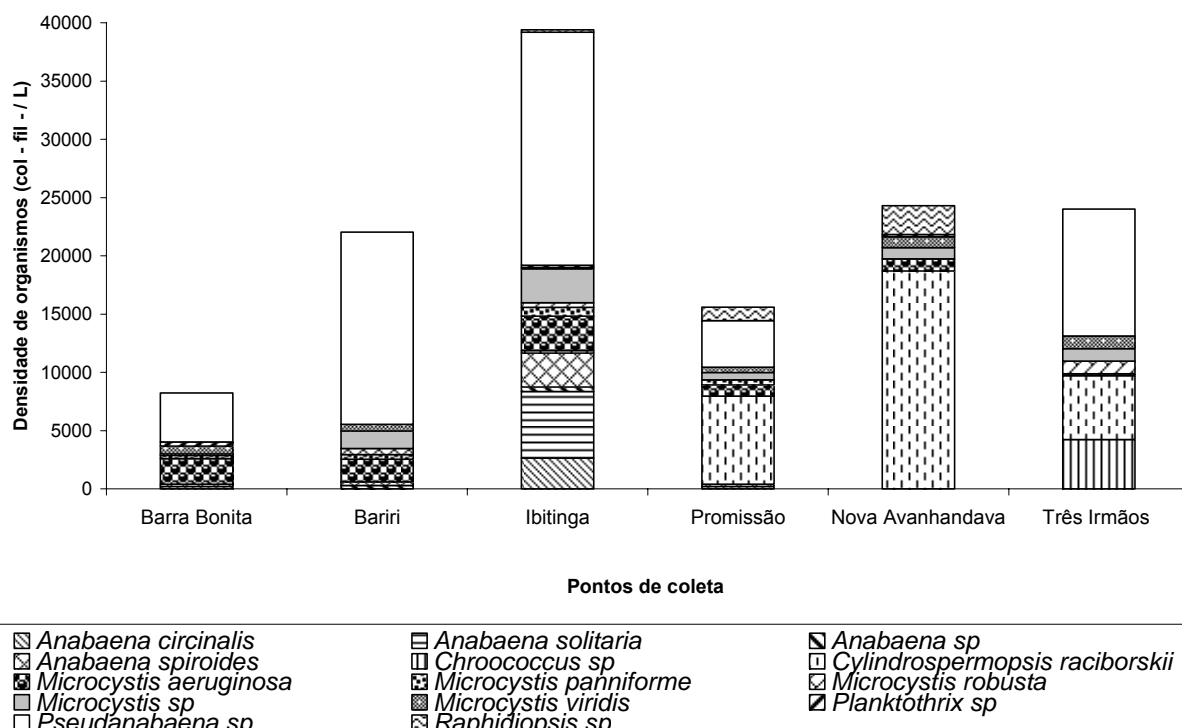


Figura 70. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

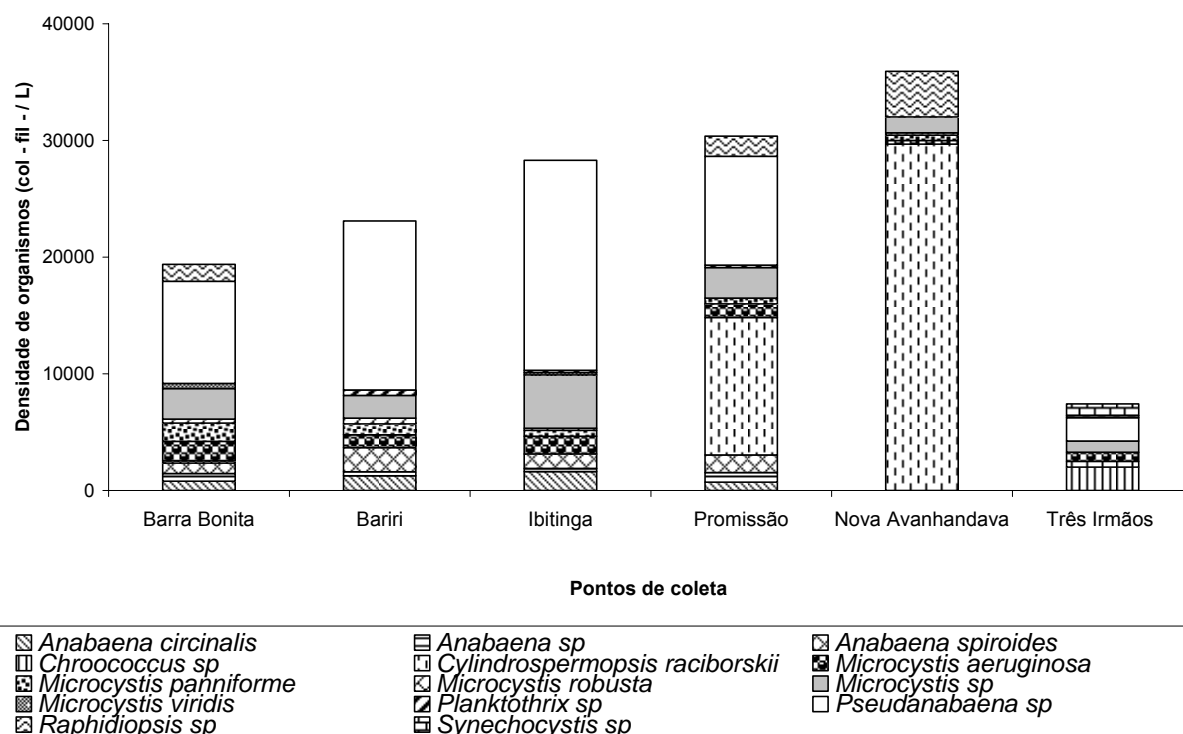


Figura 71. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

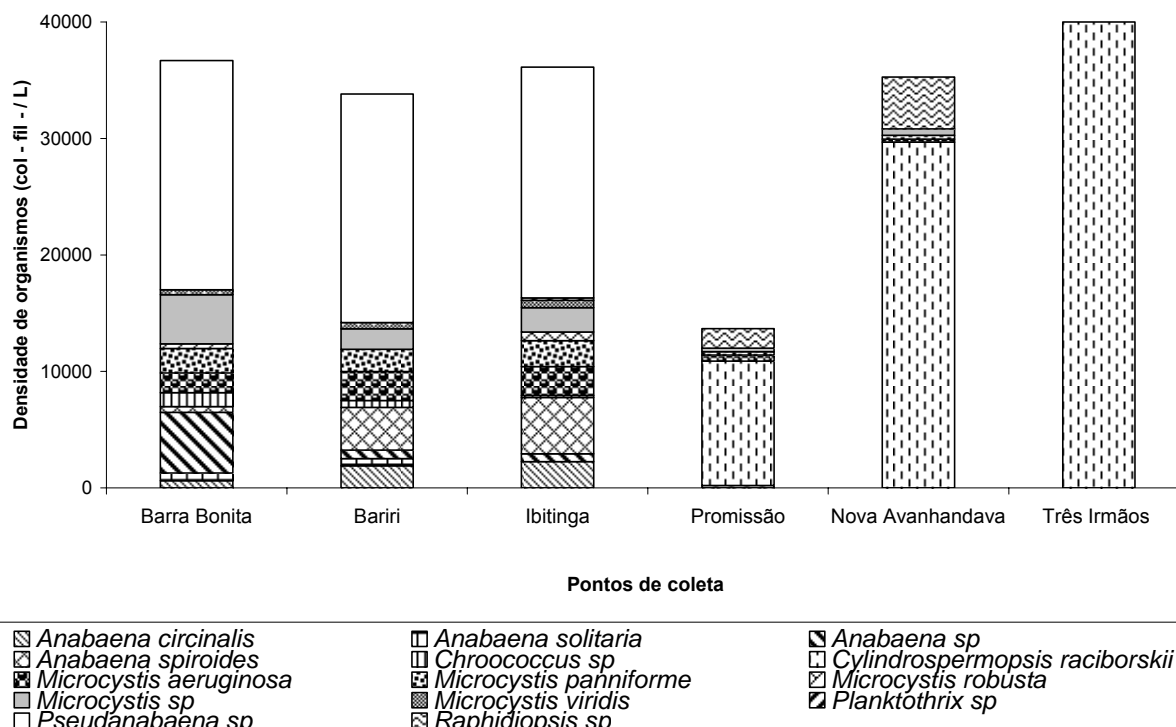


Figura 72. Densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

4.6.2 Distribuição espacial e temporal entre as formas coloniais e filamentosas de cianobactérias durante florações nos reservatórios do Sistema Tietê

Durante o estudo foi constatada a variação espacial na distribuição e densidade entre as espécies de cianobactérias encontradas nos reservatórios, principalmente para os representantes das ordens *Chroococcales* e *Nostocales*, durante seus florescimentos. Os resultados referentes às formas de cianobactérias nos reservatórios estão apresentados na Figura 73 e na Tabela 82 (Anexo).

Cianobactérias com formas coloniais, representadas principalmente pela ordem *Chroococcales*, como o gênero *Microcystis*, apresentaram ampla ocorrência nos reservatórios do rio Tietê, sendo, contudo, verificada sua maior predominância e elevadas densidades nos três primeiros reservatórios do sistema em cascata (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga). Representantes deste grupo, com formas filamentosas, como as espécies da ordem *Nostocales* (*Cylindrospermopsis raciborskii* e *Raphidiopsis sp*), foram encontradas em todos os reservatórios; no entanto, estas foram dominantes e mostraram altas densidades de organismos nos três últimos reservatórios deste sistema (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos). Eventualmente, ocorreram

exceções durante o estudo, como observado no mês de junho de 2003, quando altas densidades numéricas de cianobactérias coloniais estiveram também presentes nos últimos reservatórios do rio Tietê (Três Irmãos).

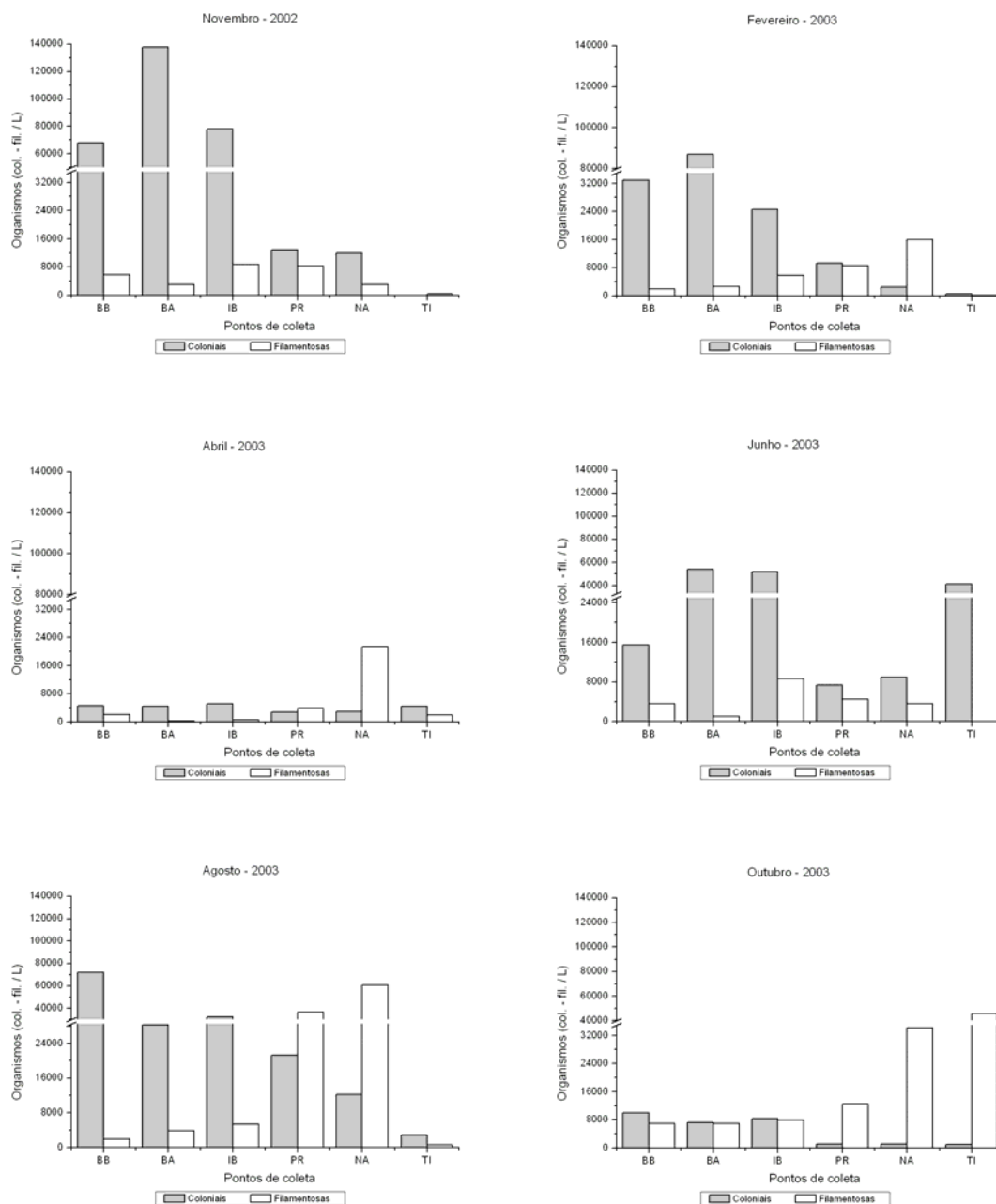


Figura 73. Distribuição e densidade das formas de cianobactérias (coloniais - filamentosas / L) presentes nos florescimento nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.6.3 Densidade (células/mL) das espécies de cianobactérias nas florações nos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados obtidos para as contagens de cianobactérias, expressos em células/mL, demonstraram variações espaciais e temporais dos valores de densidade e nas espécies encontradas durante o estudo. Foram identificados 6 gêneros de cianobactérias nas amostras analisadas, representados por *Anabaena spp*, *Cylindrospermopsis sp*, *Microcystis spp*, *Planktothrix spp*, *Pseudoanabaena spp* e *Raphidiopsis spp*. Todos os resultados encontrados para densidade das cianobactérias nos reservatórios estão apresentados nas Figuras 74 a 79 e nas Tabelas 83 a 88 (Anexo), descritos mensalmente.

As espécies de *Microcystis spp* e *Cylindrospermopsis sp* foram as mais abundantes nos reservatórios, enquanto que *Planktothrix spp* foi o gênero que apresentou os menores valores de densidade durante o estudo. A densidade total de células de cianobactérias, por ponto de coleta, foi acima de 1.500 células/mL, na maioria dos casos, com exceção apenas no reservatório de Três Irmãos, em novembro de 2002, quando foram registradas somente 510 células/mL.

Em novembro de 2002, foram encontradas as maiores e menores densidades de células de cianobactérias entre os reservatórios durante todo o estudo, com destaque aos reservatórios de Bariri (140.909 células/mL) e Três Irmãos (510 células/mL). O gênero *Microcystis spp* foi o que apresentou a maior densidade, com 137.750 células/mL, enquanto que *Planktothrix spp* apresentou a menor densidade, com 19 células/mL, ambas no reservatório de Bariri (Figura 74 e Tabela 83 - Anexo).

Em fevereiro de 2003, o número de cianobactérias variou entre 89.535 células/mL, no reservatório de Bariri, e 1.500 células/mL no reservatório de Três Irmãos. Entre os gêneros, *Microcystis spp* foi o que apresentou a maior densidade de células, com 86.875 células/mL, (reservatório de Bariri), enquanto que *Pseudoanabaena spp* apresentou a menor densidade numérica, com 20 células/mL (reservatório de Barra Bonita) (Figura 75 e Tabela 84 - Anexo).

Na coleta de abril de 2003, a maior densidade de cianobactérias foi verificada no reservatório de Ibitinga (77.635 células/mL) e o menor número ocorreu no reservatório de Nova Avanhandava (14.115 células/mL). Entre seus representantes, *Microcystis spp* apresentou a maior densidade, com 69.665 células/mL, enquanto que *Raphidiopsis spp* apresentou a menor densidade, com 10 células/mL, ambos para o reservatório de Ibitinga (Figura 76 e Tabela 85 - Anexo).

Para o mês de junho de 2003, a densidade máxima de cianobactérias nos reservatórios foi de 60.491 células/mL, no reservatório de Ibitinga, e a mínima foi de

11.790 células/mL, no reservatório de Promissão. O gênero *Microcystis spp* apresentou a maior densidade, com 54.000 células/mL (reservatório de Bariri), enquanto que *Planktothrix spp* apresentou a menor densidade, com 10 células/mL (reservatório de Nova Avanhandava) (Figura 77 e Tabela 86 - Anexo).

Em agosto de 2003, as densidades de cianobactérias variaram entre 74.110 células/mL (reservatório de Barra Bonita), e 3.390 células/mL (Três Irmãos). Entre os gêneros encontrados, *Microcystis spp* foi o mais abundante, com 72.165 células/mL (reservatório de Barra Bonita), enquanto que *Planktothrix spp* apresentou a menor densidade, com 19 células/mL (reservatório de Promissão) (Figura 78 e Tabela 87 - Anexo).

Em outubro de 2003, a densidade de cianobactérias esteve entre 108.955 células/mL (reservatório de Bariri) e 7.246 células/mL (reservatório de Três Irmãos), sendo *Microcystis spp* a mais abundante, com 89.080 células/mL (reservatório de Bariri), e *Anabaena spp* a que apresentou a menor densidade de células, com 10 células/mL (reservatório de Promissão) (Figura 79 e Tabela 88 - Anexo).

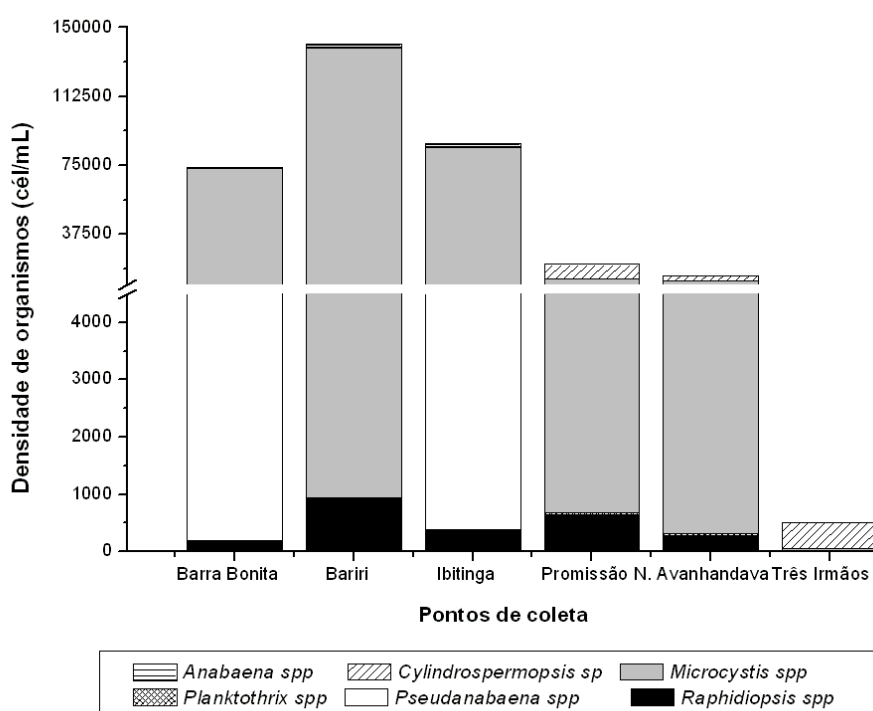


Figura 74. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

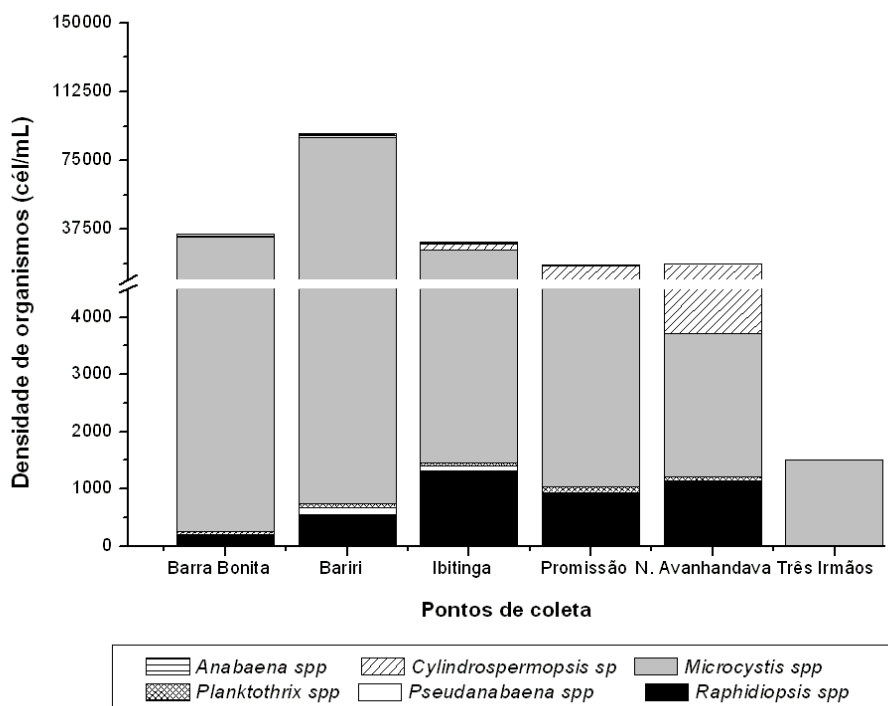


Figura 75. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

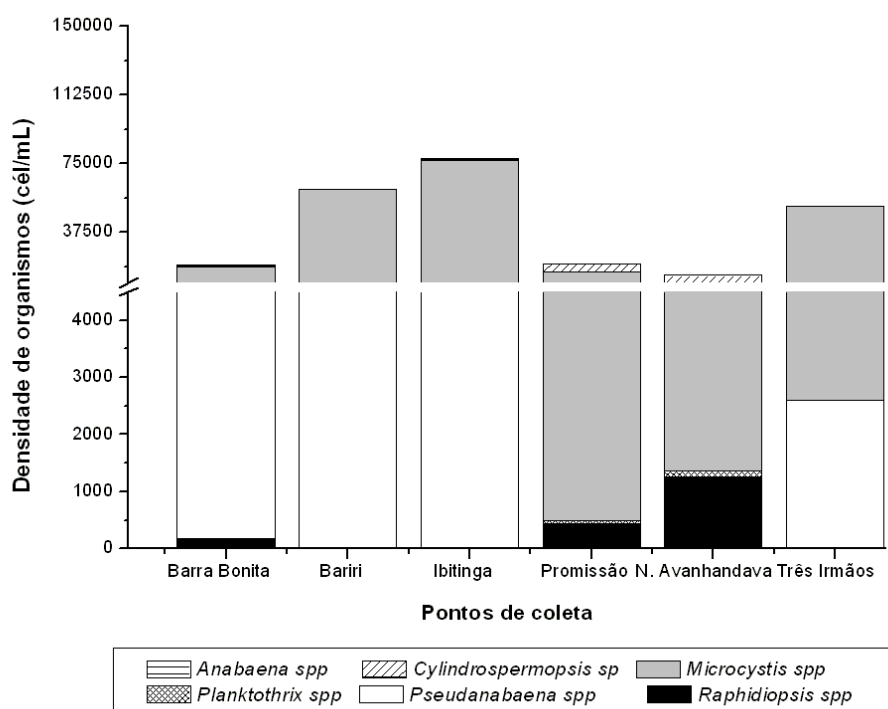


Figura 76. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003

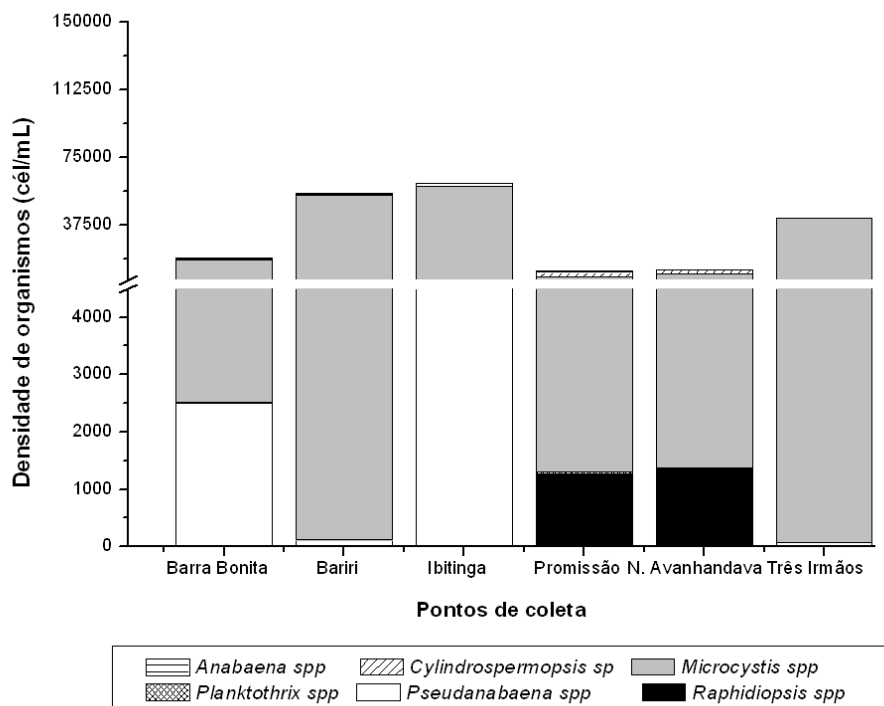


Figura 77. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

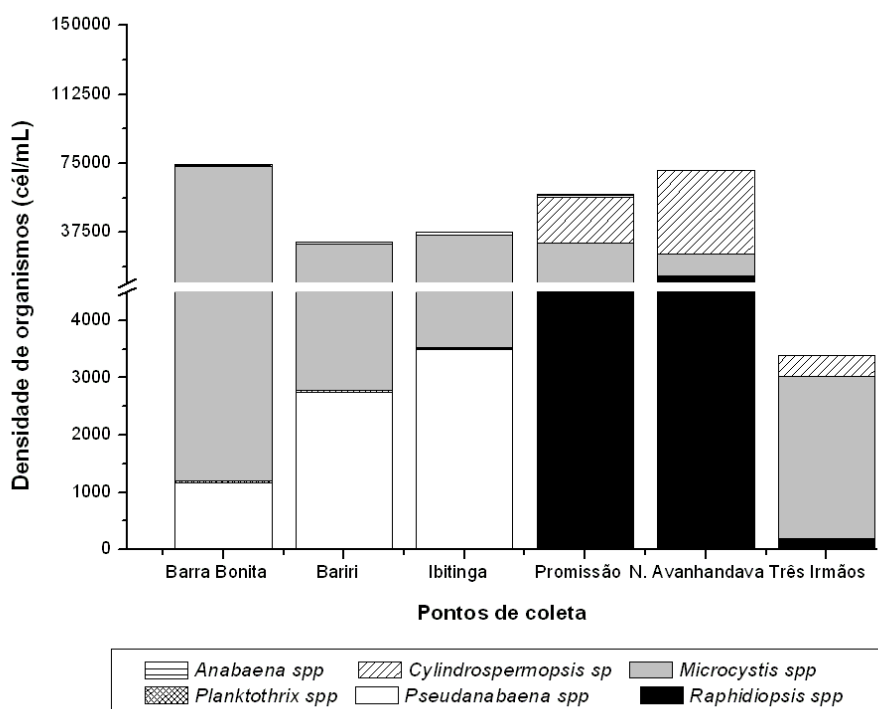


Figura 78. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003

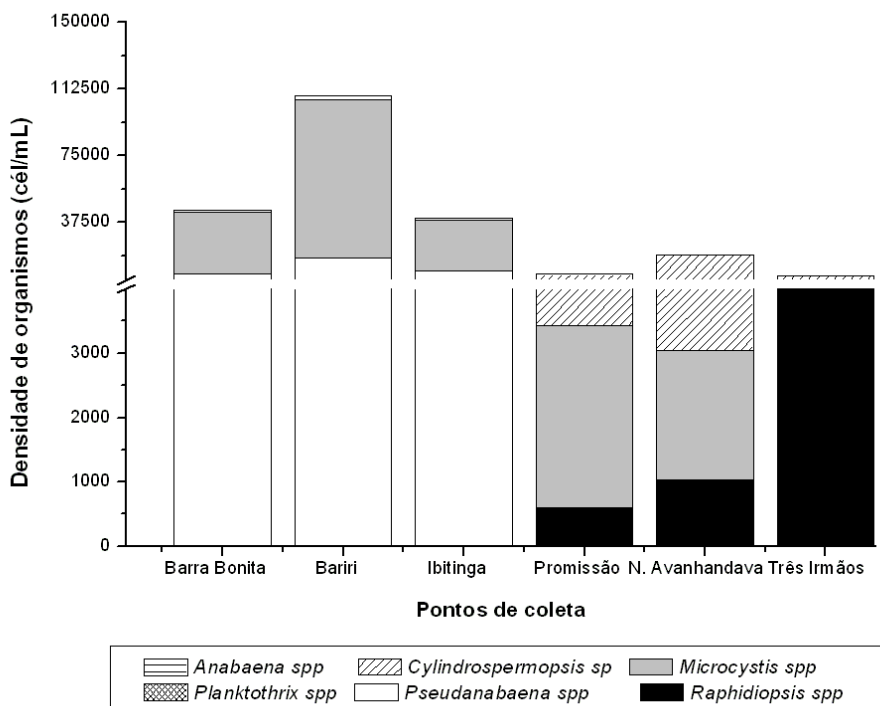


Figura 79. Densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003

4.7 Avaliação Ecotoxicológica

4.7.1 Cianotoxinas presentes nas florações de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê

Foram detectadas as presenças de cianotoxinas na maioria dos reservatórios investigados durante o presente estudo. Os resultados obtidos nesse estudo demonstraram variações espaciais e temporais para os valores encontrados para as cianotoxinas, ao longo dos reservatórios do Sistema Tietê, sendo estas representadas pelas microcistinas (hepatotoxinas) e saxitoxinas (neurotoxinas).

4.7.1.1 Microcistinas detectadas nas florações de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê

Os resultados obtidos para microcistinas nas amostras apresentaram variações espaciais ao longo dos reservatórios durante o estudo. As maiores concentrações de microcistinas estiveram compreendidas nos três primeiros reservatórios do rio Tietê, principalmente nos reservatórios de Bariri e Ibitinga, em fevereiro de 2003, onde foram

encontradas as maiores concentrações, com 150 e 125 µg/L, respectivamente. As menores concentrações dessa hepatotoxina foram verificadas nos três últimos reservatórios do rio Tietê, com baixos valores registrados nos reservatórios de Nova Avanhandava, em fevereiro de 2003, e Promissão, em junho de 2003, com 2,17 e 2,73 µg/L, respectivamente.

Em geral não foi constatado qualquer padrão de distribuição temporal entre as concentrações quantificadas de microcistinas nos reservatórios analisados durante o estudo. Os resultados referentes às concentrações de microcistinas nos reservatórios do rio Tietê estão apresentados na Figura 80 e Tabela 89 (Anexo).

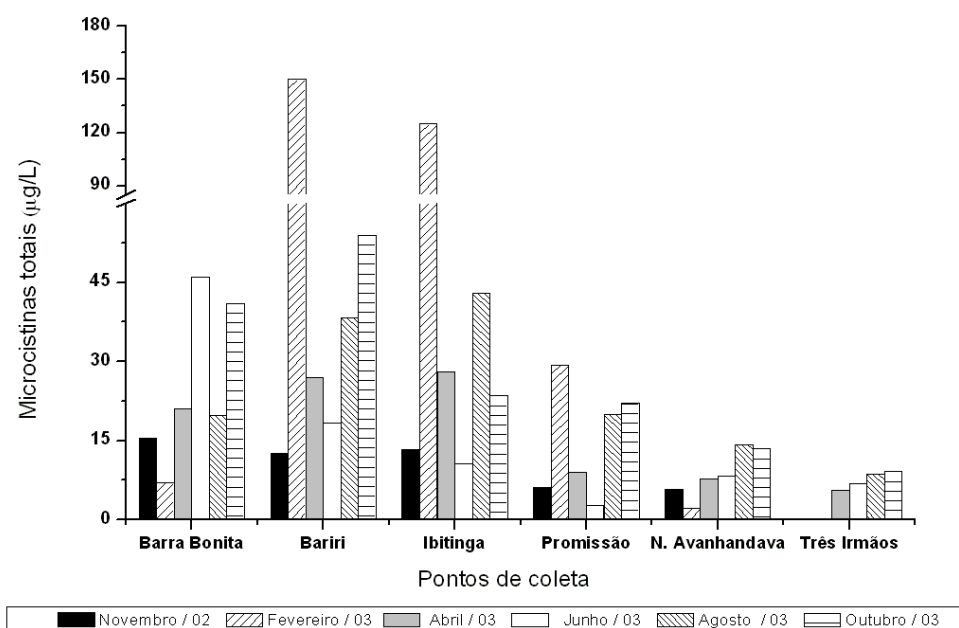


Figura 80. Concentrações de microcistinas totais (µg/L) detectadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

4.7.1.2 Neurotoxinas detectadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE)

Foram detectadas as presenças de três classes de neurotoxinas do grupo das toxinas paralisantes (PSTs) nas amostras coletadas nos reservatórios do rio Tietê. Estas PSTs foram representadas pelo grupo das saxitoxinas, neosaxitoxinas e goniautoxinas, sendo a última representada por 4 espécies distintas, descritas pela sigla GTX (GTX-1, GTX-2, GTX-3 e GTX-4). Ao final da análise, converteu-se o valor quantificado para cada uma das variantes do grupo das PSTs detectadas nas amostras, na forma de equivalentes de saxitoxinas (eq. STX), por meio da equação

adaptada por Oshima (1995), de forma a atender às recomendações da Portaria 518 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004).

Como forma de ilustração aos resultados obtidos da detecção dessas PSTs, nas amostras coletadas nos reservatórios durante o estudo, estão representados nas Figuras 81 e 82 os cromatogramas padrões gerados após a análise desta classe das neurotoxinas. Como exemplo, selecionou-se o reservatório de Nova Avanhandava, na coleta de novembro de 2002.

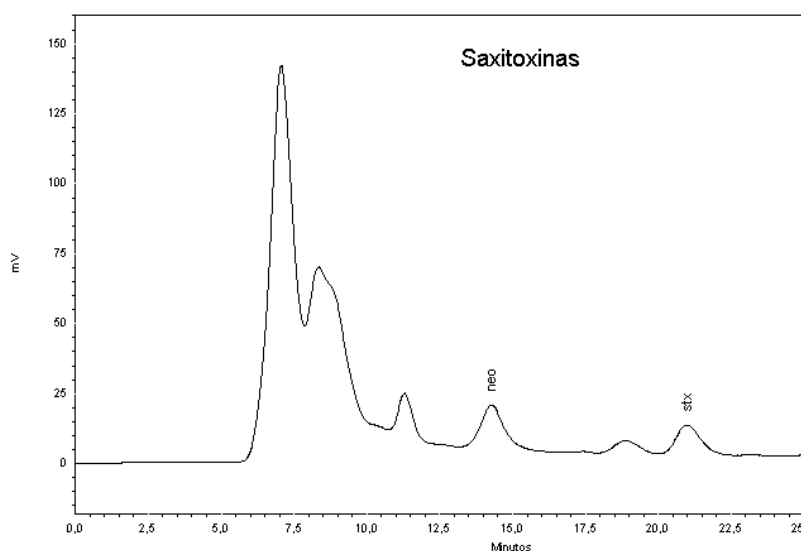


Figura 81. Cromatograma (CLAE) da amostra coletada no reservatório de Nova Avanhandava (novembro/2002), com a detecção das saxitoxinas (STX) e neosaxitoxinas (NEO).

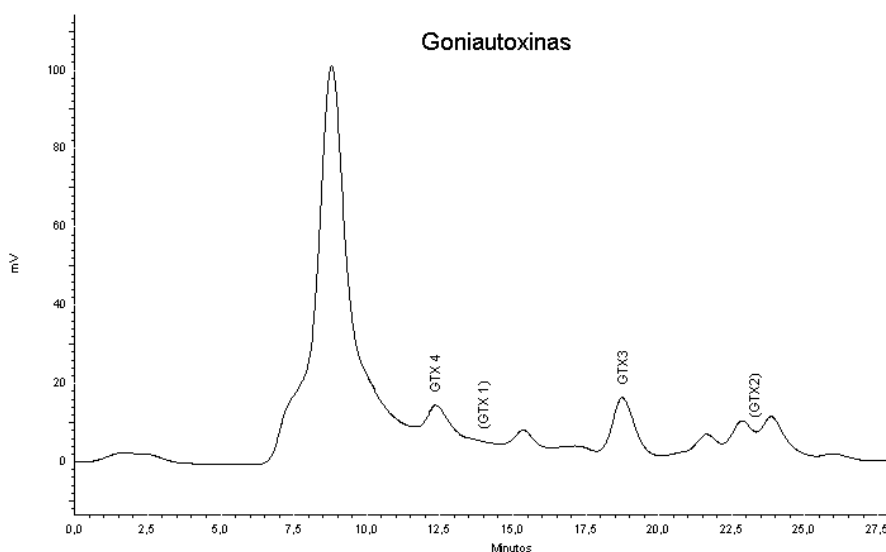


Figura 82. Cromatograma (CLAE) da amostra coletada no reservatório de Nova Avanhandava (novembro/2002), com a detecção das variantes das goniautoxinas, descritas pelas siglas GTX-1; GTX-2; GTX-3 e GTX-4.

4.7.1.2.1 Toxinas paralisantes (PSTs) nos reservatórios do Sistema Tietê

As concentrações detectadas de toxinas paralisantes (PSTs) nos reservatórios do rio Tietê demonstraram variações espaciais durante o período de estudo. As maiores concentrações estiveram compreendidas na região de transição entre os reservatórios do Médio para o Baixo rio Tietê, com destaque aos reservatórios de Ibitinga, Promissão e Nova Avanhandava. Os menores valores de PSTs estiveram associados aos dois primeiros (Barra Bonita e Bariri) e ao último reservatório do rio Tietê (Três Irmãos). Ocasionalmente houve exceção a esse padrão, como o observado no reservatório de Três Irmãos, em outubro de 2003, onde foi registrada a maior concentração destas toxinas para todo o estudo, com 6,93 µg/L.

A ampla variação na concentração das PSTs, entre os reservatórios do rio Tietê, não demonstrou qualquer padrão de distribuição temporal entre os valores quantificados durante o período de estudo. Os resultados referentes às PSTs estão apresentados na Figura 83 e Tabela 90 (Anexo), sendo os valores das seis diferentes variantes dessa classe (saxitoxinas, neosaxitoxinas, goniautoxinas tipo 1, 2, 3 e 4) utilizados para o cálculo dos equivalentes de saxitoxinas, que estão apresentados nas Tabelas 91 a 96 (Anexo).

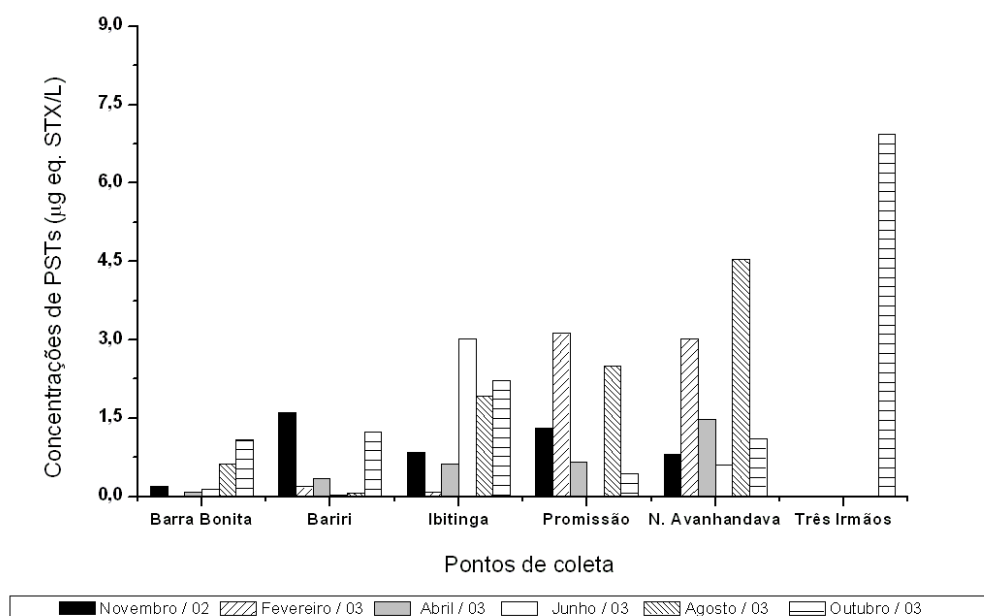


Figura 83. Concentrações de PSTs (µg eq. SXT/L) detectadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

4.8 Relação entre cianotoxinas e densidade das florações de cianobactérias nos reservatórios do Sistema Tietê

Em uma análise de correlação (Coeficiente de Pearson, $p < 0.05$) entre as concentrações de cianotoxinas detectadas com os valores registrados para a densidade das cianobactérias, em seus respectivos reservatórios, foi constatada a associação entre esses dois parâmetros para a maioria das amostras analisadas durante o presente estudo.

Os resultados referentes à relação entre as concentrações de cianotoxinas, como as microcistinas e toxinas paralisantes (PSTs), com a densidade de cianobactérias (cél/mL) encontradas nas amostras analisadas, estão apresentados nas Figuras 84 e 85, respectivamente, sendo seus coeficientes de correlação descritos na Tabela 97 (Anexo).

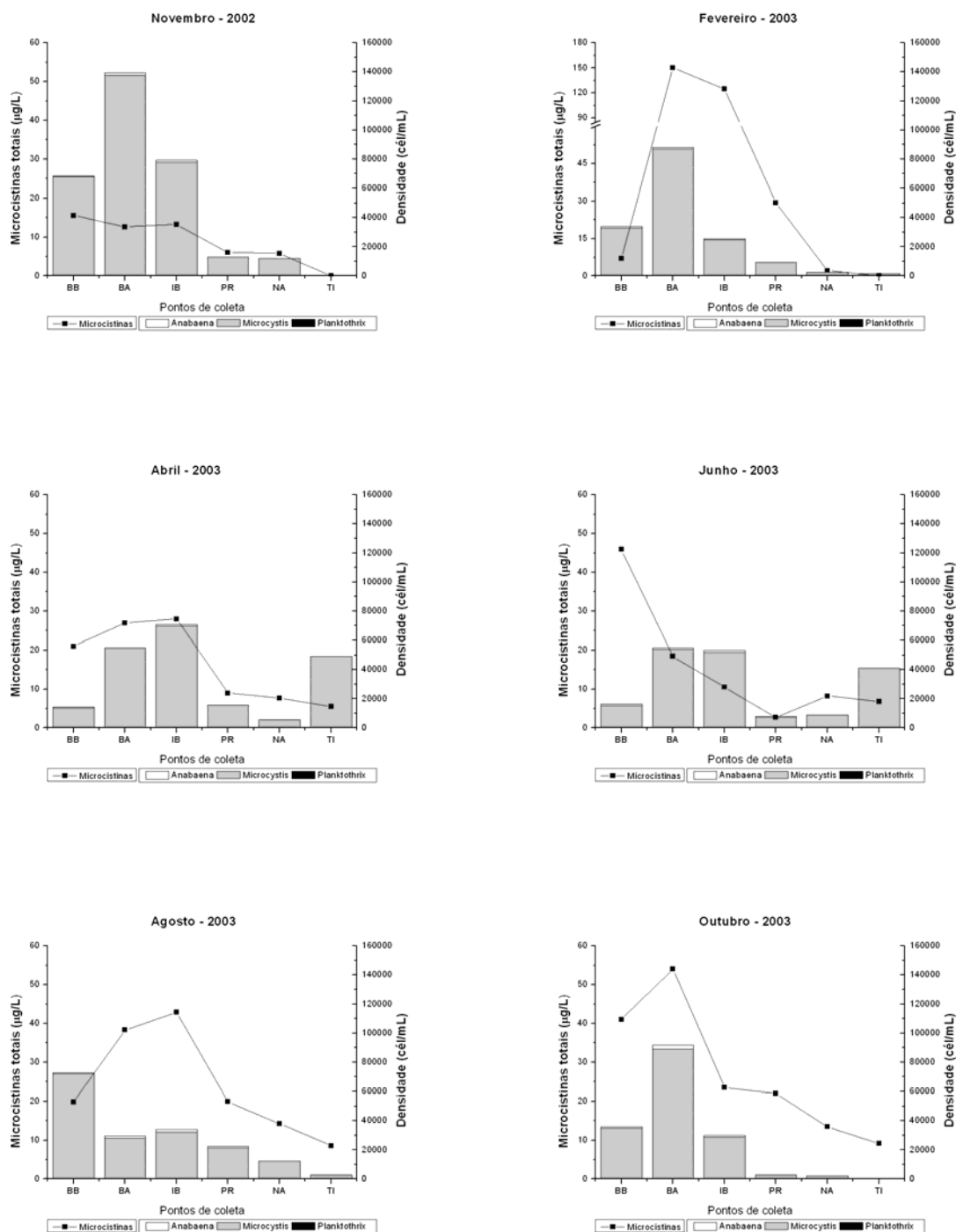


Figura 84. Relação entre as concentrações de microcistinas totais ($\mu\text{g/L}$) e a densidade de cianobactérias (cél/mL) nos reservatórios do Sistema Tietê durante o período de estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

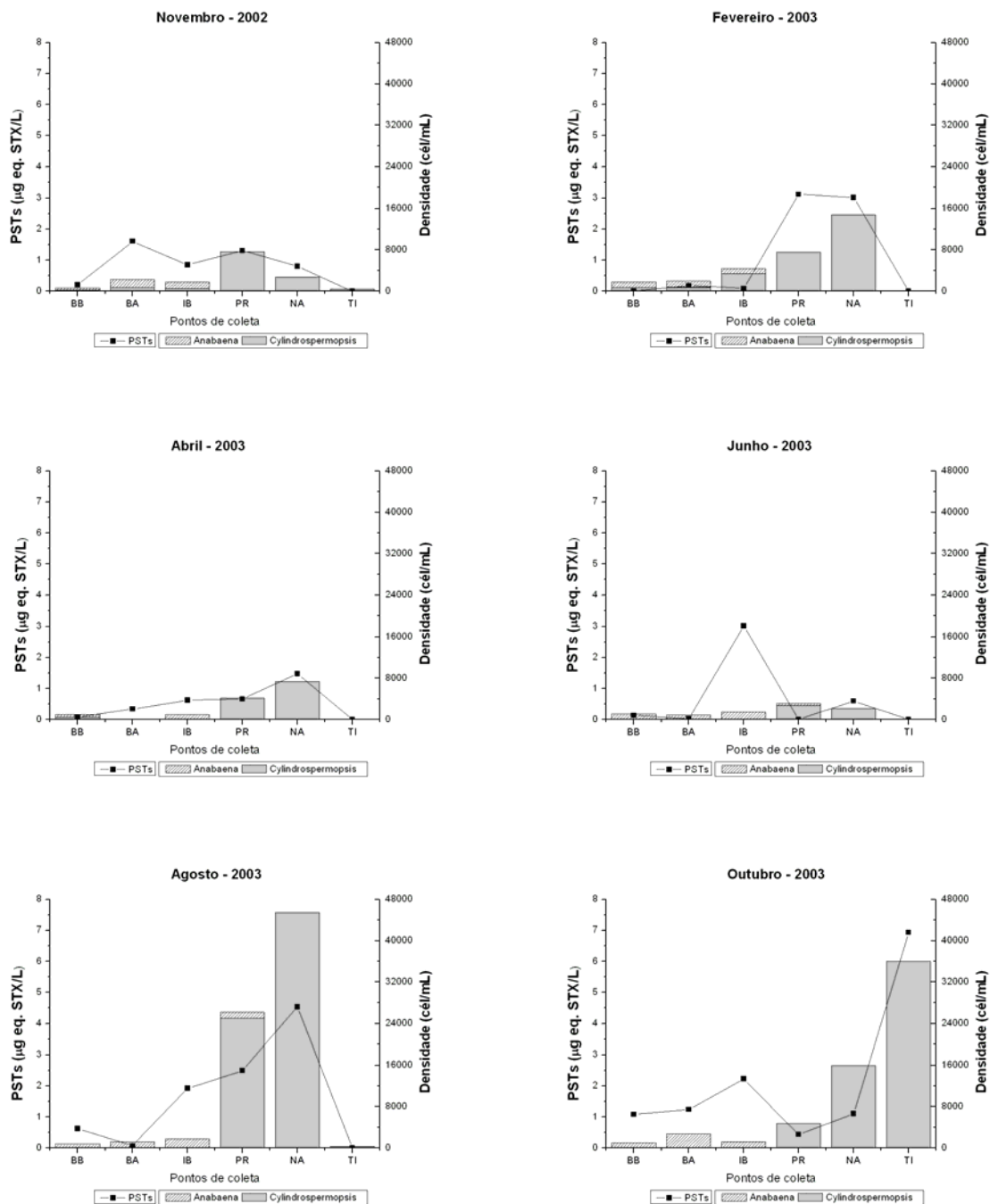


Figura 85. Relação entre as concentrações de PSTs ($\mu\text{g eq. STX/L}$) e a densidade de cianobactérias (cél/mL) nos reservatórios do Sistema Tietê durante o período de estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

Os resultados entre a associação dos perfis das cianotoxinas (microcistinas e PSTs) quantificadas nos reservatórios do rio Tietê e a densidade (cél/mL) dos gêneros de cianobactérias (*Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*) produtoras destes compostos, demonstraram um padrão com a mesma tendência na

variação entre os valores desses dois parâmetros apresentados, com elevado coeficiente de correlação para alguns dos reservatórios investigados durante o estudo. Ocasionalmente foram registrados valores de microcistinas e PSTs, acima e abaixo do esperado em relação à densidade numérica das cianobactérias, o que pode estar relacionado à presença de cepas não tóxicas, ou a eventuais problemas na contagem dos organismos presentes na amostra.

4.9 Bioensaios de toxicidade

Os bioensaios realizados com os extratos liofilizados das florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê revelaram efeitos tóxicos para a maioria dos organismos-teste utilizados durante o estudo. Os resultados referentes aos ensaios toxicológicos estão representados nas Figuras 86 a 90 e nas Tabelas 98 a 104 (Anexo).

4.9.1 Bioensaios toxicológicos com camundongos

Os resultados obtidos nos bioensaios de toxicidade com camundongos *Swiss albino* demonstraram que 93,5% das amostras testadas apresentaram efeito tóxico. Após a injeção dos extratos de cianobactérias, os animais desenvolveram diversos sintomas característicos de intoxicação por cianobactérias. Dos animais que manifestaram efeitos de letalidade, aproximadamente 70% apresentaram sintomas típicos da ação de neurotoxinas (manifestado por sinal contração muscular, com taquicardia, respiração ofegante e parada respiratória), e cerca 23,33% apresentaram sintomas de hepatotoxinas (demonstrado por inchaço da região pélvica e abdominal, com baixa mobilidade) (Figura 86).

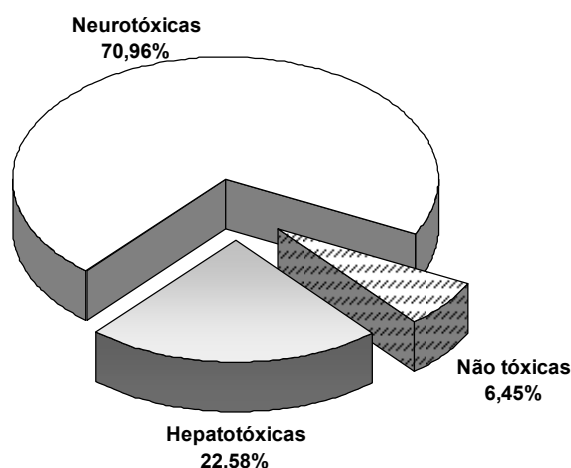


Figura 86. Quadro dos efeitos tóxicos observados nos bioensaios com camundongos *Swiss albino* expostas aos extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

De acordo com a classificação sugerida por Lawton *et al.* (1994), no inventário das 29 amostras com potencial tóxico, 3 (10,34%) apresentaram toxicidade alta, 20 (68,96%) apresentaram toxicidade mediana e 6 (20,69 %) obtiveram toxicidade baixa (Figura 87 e Tabela 98 – Anexo).

Os resultados obtidos para os ensaios toxicológicos com camundongos apresentaram variabilidades espacial e temporal nos valores calculados da DL₅₀-24h das amostras testadas durante o estudo. As amostras testadas demonstraram uma variação nos valores da DL₅₀ de 48 mg/Kg no reservatório de Bariri, a 904 mg/Kg no reservatório de Nova Avanhandava, ambos durante o mês de outubro de 2003. Situações de não efeito tóxico para as amostras testadas foram constatadas durante o estudo, a exemplo do observado no reservatório de Promissão, durante os meses de abril e junho de 2003. Em geral, as amostras coletadas no reservatório de Três Irmãos apresentaram as menores concentrações da DL₅₀-24h durante o estudo, exceto ao observado no reservatório de Bariri, entre os meses de fevereiro e outubro de 2003, cujos valores mínimos oscilaram de 59 a 48 mg/Kg, respectivamente.

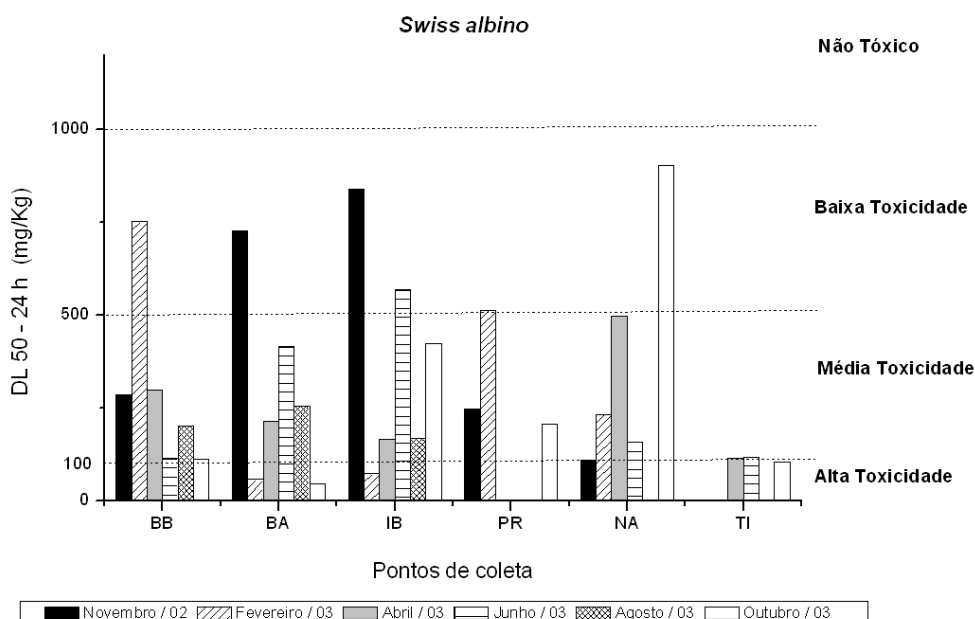


Figura 87. Valores das doses letais (DL₅₀ – 24 h) para camundongos *Swiss albino* dos extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

4.9.2 Bioensaios de toxicidade com microcrustáceos

As mesmas amostras utilizadas para os ensaios toxicológicos com mamíferos foram também utilizadas nos testes ecotoxicológicos com microcrustáceos, sendo constatado o efeito tóxico na maioria dos experimentos realizados com os neonatos de *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* e *C. dubia* durante o estudo.

De acordo com resultados obtidos nos testes ecotoxicológicos realizados, das 90 amostras testadas, 76 (84,44%) apresentaram toxicidade alta, enquanto que 14 (15,55%) demonstraram toxicidade média, segundo a classificação proposta por Lawton *et al.* (1994), para bioensaios com microcrustáceos. Em geral, esses resultados demonstraram que os neonatos de *Daphnia similis* apresentaram uma maior sensibilidade em relação à *Ceriodaphnia*, sendo que entre as duas espécies de *Ceriodaphnia* utilizadas nos ensaios ecotoxicológicos, a espécie *Ceriodaphnia silvestrii* foi ligeiramente mais sensível que a *Ceriodaphnia dubia*, para as maiorias das amostras testadas durante o estudo.

Os resultados dos bioensaios de toxicidade realizados com neonatos de *Daphnia similis* revelaram que das 30 amostras analisadas dos reservatórios em estudo, somente 2 (6,66%) conferiram toxicidade mediana, enquanto que nas 28 restantes destas (93,33%) por alta toxicidade causada segundo a classificação sugerida por Lawton *et al.* (1994) (Figura 88 e Tabela 99 - Anexo).

As amostras coletadas nos reservatórios do rio Tietê não revelaram um padrão espacial e temporal definido, durante o estudo, em relação aos valores quantificados da CE₅₀ – 48h sobre os neonatos de *D. similis*. Os resultados da CE₅₀ – 48h apresentaram uma ampla variação dos seus valores, oscilando de 0,1 mg/mL no reservatório de Nova Avanhandava, em novembro de 2002, a 1,32 mg/mL nos reservatórios de Nova Avanhandava e Três Irmãos, ambos em abril de 2003. Todos os lotes de *D. similis* utilizados nos ensaios ecotoxicológicos apresentaram sensibilidade compatível e confiável (95%), segundo normas e especificações (CETESB, 1992), durante o presente estudo (Tabela 100).

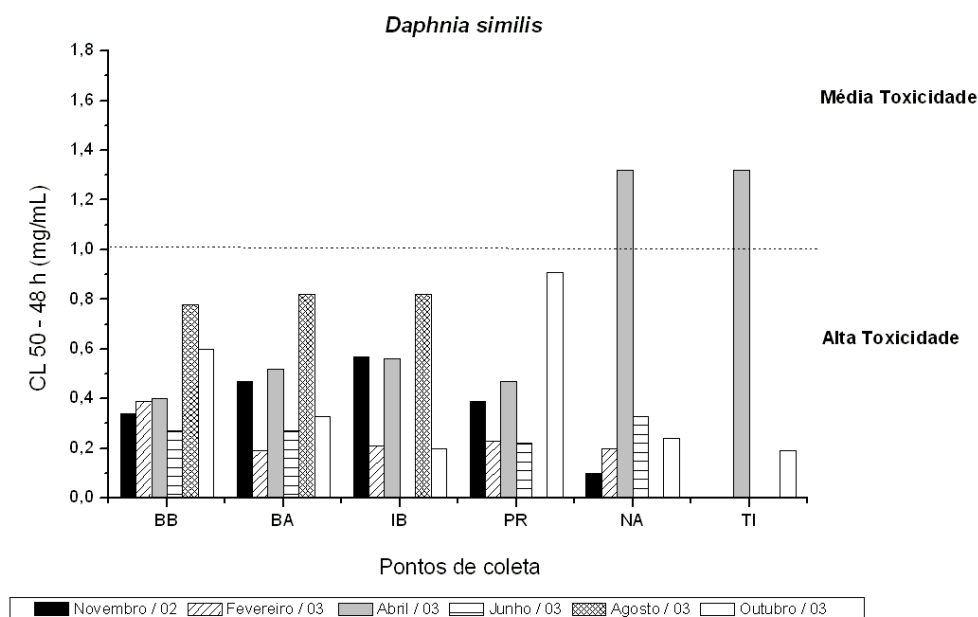


Figura 88. Valores das concentrações letais (CL₅₀ – 48 h) para *Daphnia similis* dos extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

De acordo com os resultados dos bioensaios realizados com neonatos de *Ceriodaphnia silvestrii*, das 30 amostras testadas, 6 (20%) apresentaram caráter tóxico mediano, enquanto que 24 (80 %) demonstraram efeito de toxicidade alta, segundo os critérios definidos por Lawton *et al.* (1994) (Figura 89 e Tabela 101).

Os resultados obtidos para a CE₅₀ - 48h dos neonatos de *C. silvestrii* apresentaram valores de CE₅₀ – 48h entre de 0,09 mg/mL, no reservatório de Barra Bonita em novembro de 2002, e 1,2 mg/mL, no reservatório de Promissão em outubro de 2003. Todos os lotes de *C. silvestrii* utilizados nos ensaios ecotoxicológicos apresentaram sensibilidade compatível e confiável (95%), segundo normas e especificações da CETESB (1992), durante o presente estudo (Tabela 102).

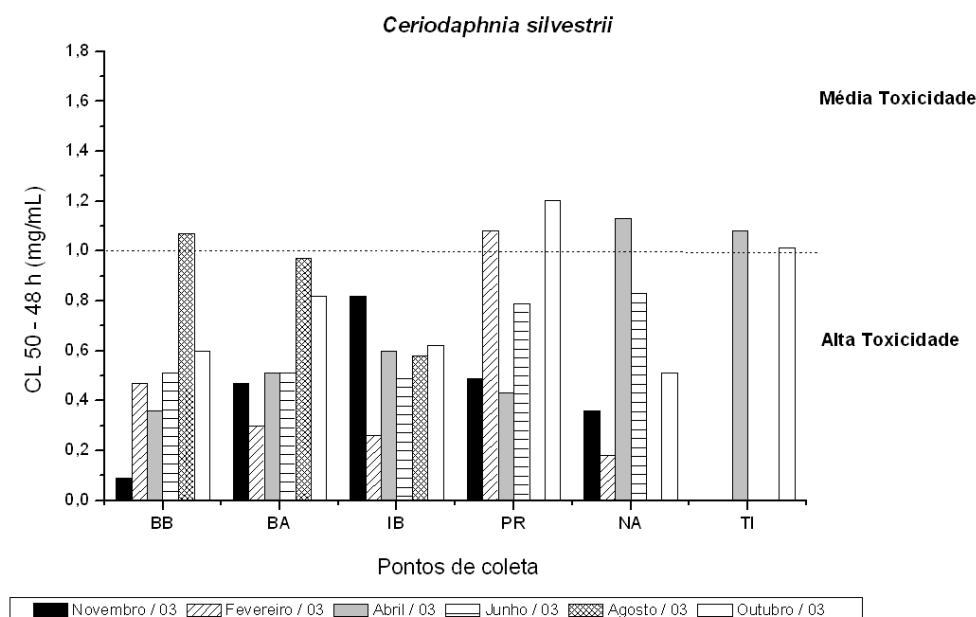


Figura 89. Valores das concentrações letais ($CL_{50} - 48$ h) para *Ceriodaphnia silvestrii* dos extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

Durante os testes ecotoxicológicos efetuados com neonatos de *Ceriodaphnia dubia*, das 30 amostras utilizados nos ensaios ecotoxicológicos, 6 (20%) demonstraram toxicidade mediana, enquanto que 24 (80%) apresentaram toxicidade alta, segundo a classificação proposta por Lawton *et al.* (1994) (Figura 90 e Tabela 103).

Os resultados referentes à CE_{50} obtidos dos ensaios realizados com *C. dubia* revelaram que os menores valores estiveram associados aos dois últimos reservatórios do Sistema Tietê (Nova Avanhandava e Três Irmãos), enquanto que os maiores valores ocorreram no reservatório de Promissão. Ocasionalmente, houve exceções a esse padrão verificado durante algumas ocasiões desse estudo. Os valores quantificados da $CE_{50} - 48$ h para esta espécie de microcrustáceo apresentaram variações da ordem de 1,70 mg/mL, no reservatório de Promissão (outubro/2003), a 0,2 mg/mL entre os reservatórios de Nova Avanhandava (novembro/2002), Bariri e Nova Avanhandava (fevereiro/2003). Todos os lotes de *Ceriodaphnia dubia* utilizados nos ensaios ecotoxicológicos apresentaram sensibilidade compatível e confiável (95%), segundo normas e especificações da CETESB (1992), durante o presente estudo (Tabela 104).

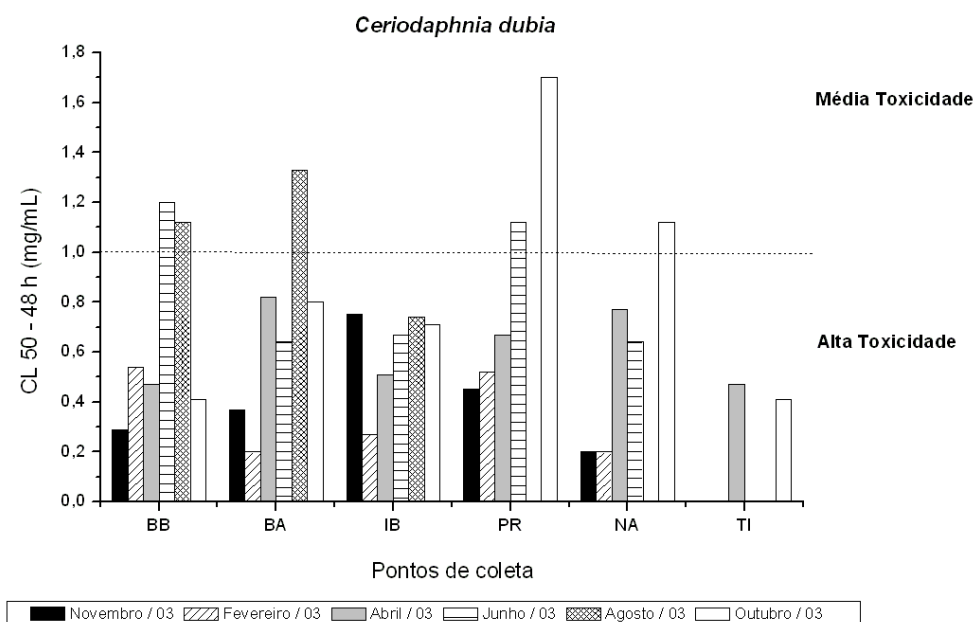


Figura 90. Valores das concentrações letais ($CL_{50} - 48$ h) para *Ceriodaphnia dubia* dos extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo (BB: Barra Bonita; BA: Bariri; IB: Ibitinga; PR: Promissão; NA: Nova Avanhandava e TI: Três Irmãos).

5 DISCUSSÃO

5.1 Limnologia dos reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê: uma abordagem física, química e biológica

A construção de reservatórios de água é uma das mais antigas e importantes intervenções humanas nos sistemas naturais. Estes ambientes artificiais são complexos sistemas intermediários entre lagos e rios, com uma elevada taxa de renovação de água e um efeito de transporte muito semelhante àqueles das águas correntes (MARGALEF, 1981). Segundo Tundisi (1985), Calijuri e Tundisi (1990) e Tundisi (1999), a ecologia de represas de grande e pequeno portes, e a qualidade das águas nos reservatórios estão fundamentalmente relacionados com os sistemas integrados que atuam na bacia hidrográfica, incluindo as múltiplas atividades humanas e seus impactos.

Um reservatório apresenta essencialmente três regiões bem características: uma região lótica, uma região de transição e uma região lacustre, configurando uma distribuição especialmente horizontal que tem uma dinâmica própria e que sofre a influência dos rios (entrada) e dos vertedouros e turbinas (saída), segundo Tundisi (1990). A presença de gradientes horizontais e verticais e de um fluxo contínuo em direção à barragem são algumas das características essenciais na formação de um reservatório. Esses gradientes apresentam variações temporais que dependem do fluxo contínuo de água para o reservatório e das diferenças de nível que ocorrem durante as diversas épocas do ano (IMBERGER, 1985 *apud* TUNDISI, *op. cit.*).

Os reservatórios artificiais diferem dos demais ecossistemas aquáticos em virtude de sua complexidade. Tal complexidade decorre das mudanças dinâmicas, em escalas espaciais e temporais, 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).

Estudos realizados por Tundisi (1988, 1990) e por Calijuri e Tundisi (1990) demonstraram que a característica morfométrica da maioria dos reservatórios do Estado de São Paulo favorece a ação do vento e a turbulência. Em razão da baixa declividade dos rios, estes reservatórios tendem a ser ambientes rasos e largos, sendo os processos de mistura bastante marcantes (TUNDISI *et al.*, 1988).

O vento e a precipitação são duas das principais funções de força determinantes do mecanismo de funcionamento dos ecossistemas aquáticos, uma vez que oscilações na temperatura da água, turbulência e conseqüente mistura são

reguladas por esses fatores. As interações destas duas funções de força podem afetar a produção da comunidade planctônica nos reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita e Bariri), através da circulação das massas de água, do influxo de nutrientes críticos e da diferenças no nível da água (CALIJURI e TUNDISI, 1990; SANDES, 1990, 1998; TUNDISI, 1990).

O uso de dados referentes à intensidade e padrão de ventos presentes nos reservatórios demonstra relações importantes desta variável com a hidrodinâmica dos ambientes (DE FILIPPO, 1987; ARANHA, 1990; CALIJURI e TUNDISI, 1990; TUNDISI, 1990; SANDES, 1990, 1998). Os registros dos ventos (presença e intensidade) no sistema Tietê, durante o período de estudo, permitiram constatar a influência permanente deste, principalmente durante os meses de fevereiro, abril e junho de 2003, na maioria dos reservatórios. O efeito da intensidade dos ventos foi menor entre os três primeiros reservatórios do rio Tietê, possivelmente em decorrência do tipo de perfil do relevo da área de constituição dos lagos, caracterizando-as como áreas menores e mais protegidas. Os três últimos reservatórios do sistema demonstraram a influência permanente dos ventos e a maior intensidade dos mesmos, o que é justificável pela grande área ocupada na formação dos lagos e também pelo tipo de relevo característico, representado por áreas extensas de planície, geralmente ocupadas por pastagem e monoculturas, como a cana-de-açúcar.

Estudos realizados por Rocha (1978) e Tundisi (1977) no reservatório do Broa (Itirapina – SP), inferem sobre a ação de ventos de diferentes intensidades como sendo fator responsável pelo eficiente processo de mistura vertical do sistema. No reservatório de Barra Bonita e Bariri, De Filippo (1987) e Sandes (1990) evidenciaram que o vento é uma função de força importante na variação de estabilidade térmica daqueles reservatórios, respectivamente. Ainda nestes reservatórios, em especial no reservatório de Barra Bonita, GAULIVAN-Diaz (1990) mencionou a ação do vento até em camadas mais profundas, apesar da não homogeneização completa da coluna d'água, visto à permanência de uma termoclina temporária.

Para Tundisi *et al.* (1988), a maioria dos reservatórios no Estado de São Paulo, principalmente os do sistema Tietê, são caracterizados como polimíticos, em decorrência da forte e permanente influência da ação dos ventos e da reduzida profundidade dos reservatórios, favorecendo a ocorrência de várias circulações anuais e influenciando diretamente no funcionamento dinâmico dos sistemas.

Com base na análise dos dados de precipitação, obtidos nas três estações meteorológicas referenciadas durante o estudo, pode-se verificar uma variação sazonal na região com ligeira tendência à ocorrência de chuvas acima da média durante os meses de verão e redução desses valores nos meses de seca. Segundo Köppen, nas

regiões tropicais o clima é classificado com CWA, o seja, o período de verão apresenta temperaturas e índices pluviométricos mais elevados, enquanto que o período de inverno apresenta temperaturas mais baixas e menores índices pluviométricos. Algumas pequenas oscilações encontradas durante o estudo estiveram dentro dos valores médios para uma série de dados meteorológicos na região, estando próximos aos encontrados por Pereira (2003) e Lima (2004) no ano de 2000, nestas mesmas estações meteorológicas.

Os valores da temperatura do ar registrados durante o estudo mantiveram uma tendência sazonal, com os maiores valores (médios) compreendidos nos meses de verão e os menores valores (médios) associados aos meses de inverno. Esses resultados, em geral, foram próximos aos apresentados por Pereira (2003) e Lima (2004).

O tempo de residência é outra função de força importante quando se considera a qualidade das águas nos reservatórios (STRASKRABA e TUNDISI, 1999), pois influencia diretamente a ciclagem e o acúmulo de nutrientes na água e no sedimento, afetando assim o estado trófico do reservatório e o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica (BRANCO, 1991 *apud* TALAMONI, 1995). Esta força está diretamente relacionada ao sistema operacional dos reservatórios na geração de energia que, por sua vez, está associada ao ciclo hidrológico e à disponibilidade de água (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 1990). Segundo Rocha (1991) e Straskraba (1994), a presença em seqüência de reservatórios em um rio funciona como uma unidade em que o reservatório a montante controla o nível da água dos reservatórios a jusante. Deste modo, os reservatórios situados a jusante possuem fluxo mais rápido e tempo de residência mais curto.

O tempo de residência da água nos reservatórios do rio Tietê, durante o estudo, apresentou diferenças expressivas entre cada uma das unidades. Diferenças como o volume útil de água armazenada, a vazão e o regime operacional na produção de energia elétrica, são os principais atributos que podem condicionar essa variabilidade espaço - temporal entre os reservatórios. O tempo de retenção da água nos reservatórios apresentou um padrão esperado, com os maiores valores nos meses de seca e os menores valores durante a estação chuvosa na região. Esses resultados foram próximos ao observado em estudos anteriores (PEREIRA, 2003; LIMA, 2004), com destaque para os mesmos reservatórios descritos com os maiores (Promissão e Três Irmãos) e os menores (Bariri e Ibitinga) valores para o tempo de retenção da água, o que demonstra a influência direta do manejo operacional sistematizado e programado para geração de energia elétrica nestes ambientes.

De acordo com Petts (1988) *apud* Sandes (1990), o tempo de retenção da água pode produzir mudanças qualitativas na composição do plâncton ao longo do tempo. Para Staskraba (1999), quando o tempo de residência é extenso, a taxa de crescimento do fitoplâncton aumenta em decorrência da elevada carga de nutrientes carregados. O autor ainda infere que, durante este processo, ocorre simultaneamente um aumento da mortalidade devido à sedimentação, predação pelo zooplâncton e remoção; porém, estas tendências são somente válidas para fluxos de maior intensidade (tempo de residência menor que poucos dias), em que o ponto de crescimento do fitoplâncton não pode ser longamente compensado por perdas devido à remoção e ao colapso da população.

Segundo 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 destas 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 e variações na biomassa decorrentes do regime operacional nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, respectivamente.

De acordo com Tundisi e Mastumura-Tundisi (1990), o reservatório de Barra Bonita apresenta tempo de residência diferenciado entre os meses de verão e inverno, variando em decorrência da precipitação total. Esses autores consideram que densos florescimentos, em especial de cianobactérias, estão mais presentes durante o período de inverno, em razão do aumento do tempo de retenção da água nesse reservatório. Tal constatação pode ser confirmada por Sandes (1998), após ter verificado a redução no acúmulo das florações de *Microcystis* no corpo principal do reservatório, em decorrência do aumento da vazão defluente.

Para Margalef (1983), é esperado que ao longo da série de reservatórios em cascata haja a melhoria das condições ambientais, uma vez que o primeiro reservatório concentra a grande parcela de material que entra pelos tributários via processos físicos, químicos e biológicos. Entretanto, tal argumentação é válida caso não haja novas contribuições via tributários nos ambientes subseqüentes, o que não ocorre para alguns dos reservatórios investigados no rio Tietê (Sandes, 1990, 1998).

Estudos realizados nos reservatórios em cascata do rio Tietê têm demonstrado a contribuição expressiva de rios tributários ao longo desse sistema (SANDES, 1990, 1998; BARBOSA *et al.*, 1999; COSTA e ESPÍNDOLA, 2000; FRACÁCIO, 2001; RODGHER, 2001; VIEIRA *et al.*, 2002; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004). Esta condição pode representar uma fonte adicional de nutrientes no sistema, interferindo na recuperação gradual da qualidade da água no sentido longitudinal do rio Tietê. Tal fato

pode explicar as possíveis novas contribuições de nutrientes que possam estar ocorrendo de forma difusa ou pontual (via tributários) dentro do sistema em cascata. Dentre alguns exemplos de rios tributários que contribuem expressivamente nas cargas de material alóctone (orgânico e inorgânico), nos reservatórios em cascata do rio Tietê, estão os rios Lavapés e Capivara no reservatório de Barra Bonita (MORETO e NOGUEIRA, 2003); os rios Jaú e Bauru no reservatório de Bariri (PEREIRA, 2003) e os rios Jacaré Pepira e Jacaré Guaçu no reservatório de Ibitinga (VIEIRA *et al.*, 2002).

A determinação dos fatores que podem influenciar na distribuição das comunidades fitoplanctônicas, principalmente aqueles resultantes da ação antrópica, é de vital importância e faz-se necessário para o desenvolvimento de técnicas de manejo e gerenciamento dos ambientes aquáticos. As aplicações destas técnicas permitem promover ações mitigadoras essenciais para a manutenção da qualidade da água para o consumo humano e também para favorecer o desenvolvimento de populações importantes na cadeia trófica, contribuindo positivamente com o ambiente, como por exemplo, favorecendo a existência de populações energeticamente mais eficientes, resultando em uma maior produtividade no sistema.

Diversos estudos têm demonstrado que fatores ambientais como condições climáticas, distribuição geográfica, estabilidade térmica, pH, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, disponibilidade de nutrientes e as relações tróficas dos organismos com estas variáveis representam condicionantes às variações na estrutura e dinâmica das comunidades fitoplanctônicas (SHAPIRO, 1984; REYNOLDS, 1984; SMITH, 1983; PADISÁK, 1997; PADISÁK e REYNOLDS, 1998; REYNOLDS *et al.*, 1993; ISTVÁNOVICS *et al.*, 2002; 1990; HWANG *et al.*, 2003).

O pH, por exemplo, é considerado uma importante variável para a dinâmica dos sistemas aquáticos, pois além de interferir no metabolismo das comunidades aquáticas e na solubilidade de nutrientes, sofre variações em função dos processos fotossintéticos, respiratórios e de decomposição (ESTEVES, 1988). Os resultados deste estudo demonstraram condição levemente alcalina na superfície ou subsuperfície, com uma tendência à acidificação nas porções de fundo destes ambientes. Esses resultados foram similares aos observados em estudos realizados anteriormente nesses mesmos locais (BARBOSA *et al.*, 1999; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004), embora tenham sido maiores, para a maioria dos casos.

O potencial hidrogeniônico de um ambiente aquático é influenciado, entre outros fatores, pela concentração de CO₂ presente na água. Esta, por sua vez, é afetada pela temperatura da água, pressão parcial deste gás na atmosfera, taxa de respiração dos organismos aeróbicos aquáticos, pela taxa de fotossíntese e pela decomposição orgânica. Normalmente, o pH na região investigada foi maior durante os

meses de seca, em razão da baixa presença de material alóctone (matéria orgânica) e redução na precipitação. Tal constatação foi comprovada por Pereira (2003) e Lima (2004), durante estudos realizados nos mesmos reservatórios, com altos valores associados aos meses de seca na região.

No presente trabalho os resultados de pH não apresentaram um padrão espaço temporal definido para os valores obtidos ao longo dos reservatórios do rio Tietê. Foram constatados elevados valores, principalmente durante os meses marcados por chuvas na região, com destaque para os três primeiros reservatórios do rio Tietê, em novembro de 2002. Esta situação atípica pode estar relacionada à elevada presença de florações de cianobactérias registradas naquela ocasião, que poderia estar associadas à elevada taxa fotossintética. Situações semelhantes foram também verificadas por Pereira (2003) e Lima (2004), quando altos valores de pH foram correlacionados à ocorrência de florescimentos, em alguns dos reservatórios do rio Tietê.

A condutividade elétrica da água representa uma importante variável limnológica, visto que fornece informações a respeito do metabolismo do ecossistema aquático e dos fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem (ESTEVES, 1988). A condutividade reflete o conteúdo de componentes minerais na forma iônica, podendo ser utilizada como um indicador das concentrações de sais minerais na água. A variação da condutividade fornece indicações sobre o processo de decomposição da matéria orgânica, pois geralmente se verifica um aumento de seus valores à medida que este processo é intensificado.

O uso da condutividade também pode auxiliar na detecção de possíveis fontes de poluição em ambientes aquáticos (BRANCO, 1986) sendo, inclusive, utilizada como um indicador de águas eutróficas, dentro de um contexto regional (RADWAN, 1984). Estudos realizados por Tundisi *et al.* (1988), em 23 reservatórios no Estado de São Paulo demonstraram que a grande maioria destes reservatórios, em especial aqueles dispostos no rio Tietê, foram caracterizados como hipertróficos, utilizando-se essa variável. Tal evidência, de extrema eutrofização nos reservatórios do rio Tietê, utilizando esta mesma variável, foi novamente confirmada por Güntzel (2000), 10 anos após a primeira campanha realizada por Tundisi *et al.* (*op. cit.*).

Durante o período de estudo, os valores de condutividade apresentaram-se mais homogêneas ao longo da coluna d'água, para a maioria dos reservatórios investigados. Foi constatada a redução gradativa desses valores no sentido do primeiro reservatório do rio Tietê (Barra Bonita) em direção ao último (Três Irmãos). Esta situação de variação espacial dos valores de condutividade está relacionada ao efeito depurativo do sistema em cascata, que é caracterizada pela elevada capacidade

de retenção de materiais nos primeiros reservatórios, permitindo a melhoria da qualidade de água nos ambientes subseqüentes. Estudos realizados por Tundisi *et al.* (1988), nesse sistema em cascata, já demonstravam a tendência de diminuição da condutividade a partir do reservatório de Barra Bonita em direção ao de Nova Avanhandava. Incursões feitas por Barbosa *et al.* (1999), no mesmo sistema, demonstraram a mesma tendência de redução nos valores de condutividade ao longo do sistema de reservatórios em cascata.

Embora os resultados de condutividade elétrica obtidos nesse estudo tenham demonstrado um padrão similar (com sua redução gradativa ao longo da série de reservatórios em cascata) ao observado em estudos anteriores realizados no local (TUNDISI *et al.*, 1988; FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004), altos valores foram verificados, principalmente durante o período de chuva. Uma possível explicação para os altos valores encontrados em plena estação chuvosa pode ser o aumento das cargas de sedimentos e nutrientes transportados pelos tributários para os primeiros reservatórios do rio Tietê, com aumento da concentração de íons dissolvidos na água, tendo em vista a elevada concentração de material em suspensão e nutrientes. Barbosa *et al.* (1999) demonstraram uma situação semelhante à observada no presente estudo, quando altos valores da condutividade da água foram registrados nos reservatórios do Sistema Tietê durante a estação chuvosa, em 1998, com destaque para o reservatório de Barra Bonita.

A temperatura da água é um outro parâmetro importante na dinâmica dos ambientes aquáticos, pois influencia no metabolismo das comunidades, bem como pode causar alterações na estrutura física da coluna d'água, promovendo a circulação ou estratificação da água e, conseqüentemente, alterando a disponibilidade dos nutrientes (MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1988). De acordo com Payne (1986), a termoclina atua como uma barreira à difusão e circulação dos componentes químicos entre as diferentes camadas de água. Segundo Tundisi (1983) *apud* Talamoni (1995), as flutuações de temperatura do ar e da água estabelecem padrões de heterogeneidade espacial, decorrentes da produção de gradientes de densidade que interferem nas taxas de sedimentação do fitoplâncton e na distribuição de nutrientes na coluna d'água.

A variação de temperatura da água nos reservatórios do rio Tietê revelou um padrão sazonal, com altas temperaturas registradas na estação chuvosa, em decorrência da maior isolamento e presença de partículas em suspensão capazes de absorver energia solar e acumular calor. As menores temperaturas foram registradas no período de seca na região, caracterizada por um inverno seco, com chuvas escassas ou ausentes. Embora seja admitido que a variação da temperatura da água tenha

apresentado influências relacionadas às mudanças na temperatura do ar ao longo do estudo, é importante ressaltar que em razão da grande extensão do sistema de reservatórios em cascata, as coletas foram efetuadas em diferentes horários, variando das 8 às 16 horas. Estes aspectos reforçam a importância da radiação solar e da umidade relativa como fatores decisivos na variação térmica entre os locais de coleta.

No presente estudo foi observada a completa isoterмия da coluna d'água na maioria das coletas realizadas. Poucos foram os casos da presença de estratificação térmica, sendo estas limitadas à formação de microestratificações em alguns pontos. Estes resultados são compatíveis como o descritos por Barbosa *et al.* (1999), que constataram raros casos de ocorrência de termoclinas nos reservatórios do rio Tietê, sendo que, quando verificados, se limitaram ao reservatório de Barra Bonita, nos tributários em pontos de maior profundidade e nas áreas de transição com o lago artificial. Aranha (1990), em estudos de curta duração (15 dias) realizados no reservatório de Barra Bonita, verificou a influência marcante do vento em períodos de completa isoterмия da coluna de água e períodos de microestratificação nos primeiros metros da coluna d'água. Este mesmo padrão foi descrito por De Filippo (1987), que observou no reservatório de Barra Bonita períodos de fraca estratificação, o que associou ao caráter polimítico do reservatório. Segundo Tundisi *et al.* (1990), algumas estratificações, como termoclinas, podem ocorrer nestes reservatórios, mas estas se limitam a curtos períodos de tempo.

Estudos realizados por Fracácio (2001), Pereira (2003) e Lima (2004) apontaram a ocorrência de termoclinas em alguns reservatórios no Sistema Tietê. Gentil (1984) demonstrou a presença de perfis térmicos heterogêneos no reservatório de Barra Bonita, em duas épocas do ano, sendo também ocasionais ou restritos a curtos períodos de tempo. Neste mesmo reservatório, em um estudo nictimeral, Gavilan-Diaz (1990) encontrou acentuada estratificação e períodos de isoterмия nos primeiros 5 metros e os associou aos fatores climatológicos na região. A presença de gradientes verticais de temperatura também foi descrito por Güntzel (2000), nos reservatórios do Sistema Tietê, sendo mais comuns para os primeiros ambientes da série, principalmente durante o período chuvoso. Pamplin (1999) constatou a estratificação térmica bastante nítida no verão, no reservatório de Salto Grande (Americana - SP), enquanto que Zanata (1999) verificou estratificações nesse ambiente, mais acentuadas no período seco, embora o ambiente tenha sido caracterizado como polimítico por Arcifa *et al.* (1981).

A maioria dos reservatórios do Estado de São Paulo é caracterizada como sendo polimíticos devido à baixa profundidade, o que favorece a ação do vento, promovendo a circulação completa no inverno e no verão, provocando

desestratificação e tornando-os homogêneos termicamente e quimicamente (TUNDISI *et al.*, 1988, 1991). Portanto, a circulação vertical é permanente, com estratificações ocasionais que perduram por poucas horas e que são importantes no desenvolvimento de florescimentos de cianobactérias como *Microcystis sp* e *Anabaena sp*. O rompimento destas estruturas verticais estabilizadas, que caracterizam compartimentos temporais dos reservatórios, induz distribuições verticais mais homogêneas de biomassa, com predominância de diatomáceas do gênero *Melosira* (TUNDISI, 1990).

O oxigênio dissolvido na água é um dos fatores mais importantes na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos, pois influencia a sobrevivência das comunidades aquáticas, além de participar de vários processos químicos (ESTEVES, 1988). As concentrações de oxigênio dissolvido são influenciadas pela temperatura, que afeta a solubilidade dos gases na água. Deste modo, o aumento da temperatura, característico dos meses de verão, reduz a disponibilidade de oxigênio nos ambientes aquáticos. Segundo Esteves (*op. cit*), nos ambientes aquáticos, as principais fontes de oxigênio são as atividades fotossintéticas das algas e macrófitas, a difusão e a turbulência. Por outro lado, as perdas podem ocorrer pelo consumo da matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como o ferro e manganês (ESTEVES, *op. cit*)

Durante o período de estudo, foram encontradas altas concentrações de oxigênio dissolvido superficial na maioria dos reservatórios do rio Tietê. Um destaque maior foi dado para aquelas coletas realizadas durante os meses de chuva, a exemplo do mês de novembro de 2002, quando foram verificadas as maiores concentrações deste gás. Este fato pode estar associado aos maiores índices pluviométricos, os quais promovem a maior circulação da água no reservatório e também com a elevada vazão. Estudos realizados por Lima (2004), neste mesmo sistema de reservatórios, durante o ano de 2000, constataram que as menores concentrações de oxigênio dissolvido estiveram compreendidas no período de chuvas. No entanto, o autor esclarece que o perfil deste gás na coluna d'água foi mais homogêneo, com ampla oxigenação nesse período, quando comparado com o período de seca, o que pode estar associado à redução da mistura das diferentes camadas de água.

Estudos realizados por Townsend (1999), em dois reservatórios no continente australiano, um localizado numa região chuvosa e outro numa região seca, demonstraram que, em geral, a maior concentração de oxigênio dissolvido foi encontrada no lago situado na região chuvosa, sendo que a menor concentração registrada deste gás no lago da região seca foi devida, principalmente, ao efeito da temperatura e ao estado trófico do reservatório.

Foi constatado, em algumas das coletas realizadas neste estudo, um aumento gradativo nas concentrações superficiais do oxigênio ao longo dos reservatórios em cascata, no sentido do primeiro reservatório para o último do sistema. Barbosa *et al.*(1999), em estudos realizados nesse mesmo sistema, descreveram que durante o mês de fevereiro de 1998, houve um aumento nas concentração deste gás ao longo da cascata de reservatórios. Uma possível explicação para esta condição pode estar relacionada ao elevado aporte de material alóctone (orgânico e inorgânico), por parte dos tributários, nos primeiros reservatórios do rio Tietê, o que poderia estar reduzindo a taxa fotossintética do fitoplâncton nestes ambientes, em razão da elevada presença de material em suspensão inorgânico, o que dificulta a penetração da luz no campo subaquático.

Güntzel (2000), ao avaliar as características limnológicas dos reservatórios do rio Tietê em um período de duas décadas (1979 e 1998), verificou que a redução da concentração de oxigênio dissolvido nos três primeiros reservatórios da cascata (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga), possivelmente, fosse em decorrência do aumento do aporte orgânico, além das atividades do entorno daqueles reservatórios. Outra possível explicação para o aumento gradativo nas concentrações de oxigênio dissolvido ao longo dos reservatórios em cascata, durante algumas coletas realizadas, talvez esteja associada à redução ou inexistência de anoxia no hipolímnio dos reservatórios, em especial a partir do reservatório de Promissão, o que pode estar indicando a redução nas taxas de decomposição ao longo do sistema em cascata. Segundo Güntzel (*op. cit*), é possível que o menor consumo do oxigênio e a liberação deste gás pelo fitoplâncton (elevação da produção primária do fitoplâncton) estejam contribuindo para a manutenção de concentrações mais altas do oxigênio nos reservatórios do Baixo rio Tietê.

Analisando-se o perfil vertical de distribuição do oxigênio dissolvido durante esse estudo, observou-se situações de estratificação com relação às concentrações do gás na coluna d'água, com concentrações decrescentes deste em relação à profundidade, ou seja, com os maiores valores na superfície ou subsuperfície e os menores valores nas camadas mais profundas. Estudos realizados por Pereira (2003) e Lima (2004), nos reservatórios do rio Tietê, em 2000, mencionam o mesmo perfil de decréscimo nos valores de oxigênio dissolvido da superfície em direção ao hipolímnio. Segundo Esteves (1998), a formação do gradiente vertical do oxigênio se assemelha à dos gradientes térmicos, uma vez que a distribuição deste gás está, em parte, associada aos perfis de temperatura. Gentil (1984), após estudar cinco reservatórios de diferentes bacias hidrográficas do Estado de São Paulo, verificou uma similaridade

na distribuição vertical do oxigênio com a distribuição vertical da temperatura e, portanto, acoplada à estratificação térmica.

Segundo Tundisi *et al.* (1988), quando os reservatórios apresentam um perfil estratificado, as concentrações de oxigênio dissolvido tendem a ser menores no fundo da coluna d'água. Deve ser ressaltado que as menores concentrações de oxigênio na região do hipolímnio são devidas aos processos de perdas deste gás (decomposição da matéria orgânica), que não pode ser compensado como ocorre no epilímnio (fotossíntese ou difusão atmosférica), refletindo, deste modo, o maior consumo deste pelos processos químicos. Estudos realizados por Barbosa *et al.* (1999), no rio Tietê, demonstraram uma forte estratificação e anoxia no hipolímnio nos quatro primeiros reservatórios desse sistema em cascata. Segundo Barbosa *et al.* (*op. cit.*), o grande aporte de material alóctone, representado principalmente por esgotos domésticos e industriais oriundos dos rios Piracicaba e Tietê, estariam contribuindo para o elevado consumo do oxigênio na coluna d'água, cujos efeitos de anoxia no hipolímnio manifestavam-se a partir dos 5 e 10 m de profundidade, nos três primeiros reservatórios do rio Tietê. Uma situação semelhante foi descrita por Jati (1998) durante um estudo intensivo realizado no inverno, no reservatório de Barra Bonita, no qual foi constatado que apesar da coluna d'água estar desestratificada, foram observadas reduções expressivas das concentrações de oxigênio dissolvido em direção ao hipolímnio. A autora atribuiu esses baixos valores de oxigênio à fraca ação do vento, que não promoveu a circulação total da coluna d'água, como também à crescente ocorrência de processos de decomposição na direção do hipolímnio. Este padrão descrito é condizente com os resultados encontrados no presente estudo, bem como com o que foi observado por Calijuri e Santos (1996), no mesmo reservatório.

Estudos realizados por Zanata (1999), no reservatório de Salto Grande (Americana – SP), demonstraram situações de anoxia nas camadas mais profundas durante a estação chuvosa. A autora relaciona a baixa concentração de oxigênio dissolvido à presença de material em suspensão e aos processos de decomposição da matéria orgânica.

O material em suspensão na água é, sem dúvida, um dos mais importantes fatores limitantes da produção primária em reservatórios turbulentos. A presença de sólidos na coluna d'água irá promover grandes alterações na ecologia do sistema, influenciando o comportamento fotossintético e a sucessão do fitoplâncton (CALIJURI e TUNDISI, 1990), bem como a redução da disponibilidade de nutrientes e suas interações como poluentes na coluna d'água (LIND e DÁVALOS-LIND, 1999). Segundo Lind e Dávalos-Lind (1991), em ambientes onde a turbidez é alta, normalmente a via autotrófica se torna menos importante devido à limitação da luz. A

via heterotrófica pode então sobressair, em razão do aumento da disponibilidade de carbono orgânico dissolvido que existe agregado às partículas de argila, e que pode ser utilizado pelas bactérias heterotróficas (ARRUDA *et al.*, 1983 *apud* TALAMONI, 1995).

Os reservatórios em cascata apresentam particularidades na retenção de material em suspensão e de nutrientes nas barragens a montante, de modo a reduzir suas concentrações na porção dos reservatórios à jusante. Contudo, deve-se ressaltar a forte influência do material provindo dos tributários, como também as contribuições difusas que podem estar interligadas ao sistema. Segundo Paranaguassu *et al.* (1988), o tipo de ocupação territorial parece assumir forte significado nos processos erosivos que poderiam levar ao assoreamento de um determinado reservatório. Segundo estes autores, o tipo de ocupação determina o grau de proteção do solo e a relação entre a infiltração e o escoamento de processos erosivos induzidos.

Em geral, o material em suspensão apresentou reduções gradativas nas suas concentrações ao longo dos reservatórios em cascata, no sentido do primeiro reservatório em direção ao último do sistema. Foi constatado um padrão espaço temporal na distribuição dos sólidos suspensos na água, com as maiores concentrações verificadas no período chuvoso, representadas principalmente pela fração orgânica, com destaque para os três últimos reservatórios do rio Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos). A fração do material inorgânico foi maior durante o período de transição da estação chuvosa para a seca, principalmente nos dois primeiros reservatórios da série em cascata (Barra Bonita e Bariri).

O padrão sazonal observado na distribuição do material em suspensão é similar àqueles encontrados em estudos anteriores realizados no local (FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004), demonstrando a forte influência da precipitação pluviométrica na entrada de material em suspensão nestes sistemas, o que também foi observado por Leite (1998) e Zanata (1999), no reservatório de Salto Grande (Americana – SP). Os valores encontrados para os sólidos totais neste estudo foram próximos àqueles obtidos em outros trabalhos anteriores realizados no local (FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004). Barbosa *et al.* (1999), ao estudarem os reservatórios do rio Tietê, em fevereiro de 1998, registraram valores semelhantes aos descritos no presente estudo, com exceção apenas para o reservatório de Barra Bonita, onde foi encontrado o valor de 18,2 mg/L, muito superior ao registrado no presente estudo (4,28 mg/L).

A maior contribuição da fração orgânica em relação à inorgânica, ao longo das coletas realizadas foi, em geral, próxima dos resultados encontrados em estudos já realizados no local (BARBOSA *et al.*, 1999; FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA,

2004). Tal condição pode ser explicada não apenas pela grande entrada de material alóctone no sistema, em virtude das chuvas na região, mas também pela forte influência da produção primária, contribuindo, assim, para as elevadas concentrações de matéria orgânica ao longo dos reservatórios do rio Tietê. Estudos realizados por Paranaguassu *et al.* (1988), no reservatório de Bariri, constataram que a forte contribuição da fração orgânica na composição dos sólidos totais estava possivelmente associada ao lançamento de efluentes oriundos da indústria canavieira, bem como ao escoamento superficial ou subsuperficial das águas que percolam das áreas agriculturáveis, nas quais são geralmente utilizados fertilizantes químicos e agrotóxicos. Este aspecto deve ser considerado, uma vez que, além da produção interna, outros fatores como o uso e a ocupação do solo na área de entorno podem contribuir expressivamente para o aumento da quantidade de material em suspensão.

A transparência da água é um fator que está diretamente associado à quantidade de material em suspensão particulado e dissolvido presente em um determinado corpo hídrico. A transparência da água pode apresentar-se como efeito conectivo à presença de fontes pontuais ou difusas de poluição no ambiente aquático, uma vez que estas podem contribuir significativamente para a redução daquela, bem como para o aumento da turbidez (ESTEVES, 1998). Quando a turbidez é causada pelo aporte de material particulado alóctone, a relação entre a transparência e a biomassa algal é fraca, sendo os compostos orgânicos e inorgânicos em suspensão na água os responsáveis pela diminuição da penetração da luz (ARRUDA *et al.*, 1983 *apud* TALAMONI, 1995). A atenuação e eventual extinção da luz que atravessa a água são influenciadas pela abundância e qualidade de elementos presentes em suspensão e capazes de absorvê-la (COLE, 1975 *apud* TALAMONI, 1995).

Durante o estudo, foi constatado um aumento gradativo nos valores da zona eufótica a partir do primeiro reservatório (Barra Bonita) em direção ao último (Três Irmãos) do Sistema Tietê. Estes resultados demonstraram um padrão de similaridade com os valores encontrados para os sólidos em suspensão nos reservatórios. O padrão de distribuição espacial da zona eufótica na água, bem como os valores obtidos, estiveram próximos aos estudos anteriores realizados neste sistema de reservatórios em cascata (FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004). Este aumento gradativo na penetração da luz, ao longo da série de reservatórios do rio Tietê, está diretamente relacionado à capacidade de retenção dos sólidos em suspensão por parte dos reservatórios na sua porção à montante, proporcionando, assim, a redução nas concentrações destes sólidos nos reservatórios subseqüentes da cascata. Estudos realizados por Tundisi *et al.* (1993), nos reservatórios do rio Tietê, já destacavam esse gradiente crescente da transparência da água ao longo do sistema

em cascata, o que, segundo aqueles autores, representa uma melhoria na qualidade da água durante o percurso do rio Tietê.

Foi observada uma variação temporal nos valores do limite da zona eufótica nos reservatórios do rio Tietê, com maior penetração da luz nos meses de seca na região. Esses resultados são compatíveis com o padrão esperado, uma vez que existe uma relação direta com as variações temporais, do material em suspensão na água. O aumento de chuvas na região favorece um maior aporte de nutrientes e sedimentos carregados 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 uma maior turbidez da água, implicando em menor transparência. Jati (1998), em estudos de curta duração realizados no reservatório de Barra Bonita, descreveu a diminuição da zona eufótica no local em decorrência do aumento na concentração do material particulado em suspensão, advindos de escoamentos superficiais de água no entorno deste reservatório, após elevados níveis de pluviosidade durante o verão.

Estudos realizados por Nogueira e Matsumura-Tundisi (1994), em um reservatório artificial localizado no município de São Carlos (represa do Monjolinho), atribuíram que os maiores valores de transparência da água, durante o período de seca, estiveram relacionados aos baixos índices de pluviosidade e, conseqüentemente, à redução dos sólidos suspensos. Esta relação foi constatada por Zanata (1999) e Leite (2002) no reservatório de Salto Grande (Americana – SP), sendo verificados os menores valores de transparência da água durante o período chuvoso, coincidindo com as maiores concentrações de material em suspensão na água. Neste mesmo reservatório, Tonissi (1999) registrou a elevada presença de material orgânico no período de seca, correlacionando-a com a maior entrada de luz, o que favoreceu durante este período o aumento dos florescimentos algais.

Durante o presente estudo, foram verificados casos de exceção a esse padrão temporal, como o observado durante o mês de outubro de 2003, quando baixos valores da zona eufótica foram observados para a maioria dos reservatórios investigados. Este fato decorreu da combinação de fatores como a redução no fluxo de vazão no reservatório, que propiciou um maior tempo de residência d'água e que, em circunstâncias de calma atmosférica (ação de ventos fracos) nos primeiros reservatórios, e sob efeitos da turbulência (ação de ventos fortes) na coluna d'água, nos últimos reservatórios do rio Tietê, possibilitaram o adensamento de massivos florescimentos de cianobactérias, como *Microcystis* e *Pseudoanabaena*, e *Cylindrospermopsis*, respectivamente, no corpo central daqueles reservatórios, limitando assim a passagem da luz através da coluna d'água. Sandes (1998), em um

estudo de curta duração no reservatório de Barra Bonita, constatou uma menor transparência da água e, conseqüentemente, uma menor zona eufótica, decorrente do sombreamento causado pelo adensamento de florescimentos de cianobactérias na superfície. Zohary e Robarts (1989), analisando a dominância de cianobactérias em um reservatório hipereutrófico, verificaram a ampla capacidade de espécies como *Microcystis aeruginosa* para a ocupação e domínio da camada superficial, de modo a assegurar o seu acesso à luz.

Os nutrientes também são elementos essenciais ao desenvolvimento da biota aquática que podem, em excesso, provocar a mudança do estado trófico, promovendo a eutrofização dos ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente, ocasionar danos consideráveis para o meio ambiente. Quando presentes em baixas concentrações podem atuar como fatores limitantes da produtividade primária nos ecossistemas aquáticos, como lagos, rios e reservatórios (ESTEVES, 1988).

Segundo Tundisi (1999), as atividades antrópicas diversas na bacia de drenagem, como o uso de fertilizantes em áreas agrícolas, estão relacionadas como uma das principais vias de entrada dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) nos ecossistemas aquáticos. Estudos realizados por Henry e Gouvêa (1993) reportam que o fluxo de entrada de nutrientes no Sistema do Alto Paranapanema (Estado de São Paulo) está condicionado não apenas pelo desmatamento das bacias de drenagem, mas por outras vias, como precipitação seca e úmida, fixação biológica de nitrogênio e resíduos de atividades antropogênicas no local. Para Carmo (2000), a profundidade do sistema, a vazão e o tempo de residência participam diretamente nos processos de distribuição e na disponibilidade dos nutrientes.

Os resultados obtidos para os nutrientes nitrogenados e fosfatados, quantificados durante este estudo, demonstraram, em geral, um padrão espacial, com reduções em suas concentrações ao longo dos reservatórios do rio Tietê, no sentido do primeiro reservatório (Barra Bonita) em direção ao último do sistema (Três Irmãos). Desde modo, a fragmentação do rio Tietê promoveu, por meio destes reservatórios em cascata, a retenção dos nutrientes providos da bacia de drenagem, ocasionando um processo depurativo ao longo da trajetória do rio. Um aspecto negativo para essa fragmentação do rio está no fato dos primeiros reservatórios estarem mais suscetíveis ao acelerado processo de eutrofização, em relação aos demais do sistema.

A constatação deste padrão espacial, quanto à distribuição dos nutrientes ao longo dos reservatórios do rio Tietê, evidencia o papel destes ambientes como verdadeiros filtros, onde é retida uma boa parte de diferentes compostos, promovendo um efeito autodepurativo ao longo da seqüência de reservatórios em cascata (TUNDISI *et al.*, 1999). O padrão de retenção dos nutrientes nos primeiros reservatórios, com a

conseqüente redução destes diferentes nutrientes ao longo da cascata de reservatórios, em decorrência da maior distância das fontes poluidoras, permitiu inferir sobre um possível efeito de melhoria da qualidade de água. Situações semelhantes a esta foram descritas em estudos anteriores, realizados neste sistema por Barbosa *et al.*, (1999), Güntzel (2000), Fracácio (2001), Pereira (2003) e Lima (2004). Eventualmente, foram observadas algumas variações na distribuição espacial de alguns destes nutrientes, o que pode estar correlacionado, muitas vezes, a heterogeneidade espacial dos nutrientes, como resultado da existência de possíveis fontes não pontuais de contaminação na bacia de drenagem (TUNDISI, 1996).

O nitrogênio é um dos elementos vitais para o metabolismo de ecossistemas aquáticos, em vista da sua importância na participação e formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presentes em baixas concentrações podem atuar como fator limitante da produção primária do ecossistema aquático (ESTEVES, 1988).

Dentre as formas nitrogenadas inorgânicas encontradas no presente estudo, as concentrações de nitrito foram as mais baixas para a grande maioria dos reservatórios. Entretanto, houve situações onde valores máximos foram registrados nos dois primeiros reservatórios da série do rio Tietê, o que demonstra a intensa contribuição da poluição orgânica oriunda das regiões densamente povoadas.

As baixas concentrações do nitrito, principalmente nos três últimos reservatórios do sistema em cascata, estão relacionados não apenas e exclusivamente ao distanciamento das fontes pontuais de poluição, mas também à combinação de fatores, como a decomposição da matéria orgânica e os processos de nitrificação, os quais podem ser explicados pelas altas concentrações de oxigênio dissolvido na água (epilímnio), em decorrência de uma alta produtividade fitoplanctônica. A instabilidade do nitrito em águas oxigenadas explica o seu desaparecimento transitório, sendo muito raro haver acúmulo ou aumento do mesmo no ambiente. Normalmente, o nitrito tende a apresentar altas concentrações em ambientes anaeróbicos, como no hipolímnio de lagos eutróficos, em períodos de estratificação (ESTEVES, 1988). Segundo Mc Marthy e Goldman (1979) *apud* Esteves (1988), o nitrito pode ser assimilado pelo fitoplâncton em situações extremas de escassez dos íons amônio ou nitrato, embora o gasto energético na assimilação deste seja alto, quando comparado ao do íon amônio, por exemplo.

Alguns casos registrados de elevados valores de nitrito nos três primeiros reservatórios do Sistema Tietê, durante algumas coletas realizadas nos períodos de seca e chuva na região, podem estar relacionados à combinação de fatores climáticos e à dinâmica operacional da barragem, como o aumento na entrada de nutrientes e

sedimentos durante o período de chuvas, aumento no tempo de retenção da água durante no período de seca, redução na turbulência d'água e maior estratificação da coluna d'água. Para Esteves (1988), é muito discutível a influência de fatores climáticos sobre as características limnológicas dos ecossistemas em regiões tropicais e subtropicais. Normalmente, a concentração de nitrito dissolvido na água, em lagos, tende a ser menor quando comparada às concentrações de nitrogênio amoniacal e de nitrato. O aumento das concentrações de nitrito pode assumir valores expressivos, sob condições de estratificação elevada no ambiente, associadas à atuação de bactérias (*Nitrossomonas*), durante períodos de anoxia do hipolímnio (ESTEVES, *op. cit.*). Estudos anteriores, realizados por Barbosa *et al.* (1999), Fracácio (2001), Pereira (2003) e Lima (2004) no local têm demonstrado o mesmo padrão observado para o nitrito, sendo ressaltada por estes autores a grande influência de afluentes como o rio Piracicaba e o próprio Tietê, com seus tributários (que recebem um grande aporte de esgotos domésticos e industriais), como responsáveis pelo aumento da carga poluidora nesse sistema.

As concentrações encontradas para o nitrato nos reservatórios do rio Tietê foram mais elevadas, comparativamente, que as outras duas formas inorgânicas nitrogenadas mensuradas nesse estudo. De modo geral, as maiores concentrações de nitrato estiveram compreendidas nos primeiros reservatórios da série em cascata, o que demonstra o expressivo e elevado aporte e retenção das cargas poluidoras a que estes ambientes estão sujeitos. Nos três últimos reservatórios do rio Tietê, os valores de nitrato foram mais reduzidos, em função do distanciamento das fontes pontuais de poluição, mas também a processos de nitrificação, tendo em vista as elevadas condições de oxigenação da água (epilímnio) e valores de pH levemente básicos detectados na água. A nitrificação é um processo predominantemente aeróbico e, como tal, ocorre somente nas regiões onde existe oxigênio disponível, geralmente na coluna d'água e na superfície do sedimento (ESTEVES, 1988). Segundo Barbosa (1981), em regiões tropicais a concentração e a distribuição de nitrato parecem estar diretamente relacionadas com o grau de oxigenação da coluna d'água. Tundisi *et al.* (1991), durante estudos realizados nos reservatórios do rio Tietê, verificaram o predomínio do nitrato em relação às demais formas nitrogenadas, havendo sempre uma tendência à redução das concentrações ao longo do sistema em cascata. Os valores encontrados para este nutriente foram relativamente próximos aos descritos em trabalhos anteriores, realizados no mesmo local (BARBOSA *et al.*, 1999; FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004), sendo mantido o mesmo padrão de tendência na distribuição espaço temporal desse nutriente ao longo dos reservatórios.

Os valores registrados para o íon amônio, nos reservatórios do rio Tietê, foram expressivamente maiores do que aqueles encontrados para o nitrito, mas considerados baixos quando comparados aos do nitrato. Apesar de algumas oscilações em suas concentrações, foi mantido o padrão de redução gradativa em seus valores ao longo dos reservatórios em cascata. As altas concentrações registradas para o íon amônio, principalmente nos primeiros reservatórios do rio Tietê, são fortes indicativos da contaminação por despejos de esgotos, bem como da decomposição desta matéria orgânica (amonificação). Estudos realizados por Branco (1991), no Lago Paranoá (Brasília – DF), evidenciaram concentrações médias relativamente altas deste nutriente, principalmente em pontos próximos a zonas de despejos dos efluentes provindos das estações de tratamento de esgotos. Os valores encontrados para o íon amônio neste estudo foram superiores, em média, quando comparados àqueles obtidos nos estudos realizados por Pereira (2003) e Lima (2004) nestes mesmos reservatórios. As variações encontradas entre períodos diferentes podem estar associadas a uma maior taxa de excreção de amônio pelos organismos aquáticos, bem como ao elevado processo de amonificação pelas bactérias aeróbicas (epilímnio) e anaeróbicas (hipolímnio), durante o presente estudo, em relação ao reportado por Pereira (2003) e Lima (2004).

Entretanto, os valores registrados no presente estudo, se comparados às concentrações encontradas por Pereira (2003) e Lima (2004) na porção intermediária do reservatório, foram, em média, expressivamente mais baixos. Este fato decorre da forte influência dos tributários interligados a esta porção intermediária (fase rio) dos reservatórios em estudo, os quais contribuem para elevados aportes de cargas poluidoras para o rio Tietê (BARBOSA *et al.*, 1999; COSTA e ESPÍNDOLA, 2000; FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004).

Os baixos valores do íon amônio, em relação aos valores de nitrato quantificados ao longo do sistema, podem estar relacionados às elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água nestes pontos, o que promoveu o processo de nitrificação deste no epilímnio, bem como ao maior aproveitamento e consumo deste nutriente por comunidades fitoplanctônicas, visto ser esta uma das formas preferenciais de assimilação do fitoplâncton em razão do baixo gasto energético que representa (ESTEVES, 1998). Eventualmente, houve exceções a esse padrão espacial na distribuição do íon amônio, com alguns elevados valores observados durante o mês de novembro de 2002, em grande parte dos reservatórios do rio Tietê. Este fato pode estar relacionado a redução do nitrato para amônio (amonificação) nestas ocasiões, em decorrência de baixas concentrações de oxigênio dissolvido na região do hipolímnio e elevada presença de matéria orgânica. Outra possibilidade seria com

relação aos efeitos da heterogeneidade espacial dos nutrientes, como resultado de possíveis fontes não pontuais de contaminação na bacia de drenagem (TUNDISI, 1996), o que pode estar relacionado à grande expansão de áreas agrícolas próximas às margens dos reservatórios, como o cultivo de cana-de-açúcar nesta região do Estado de São Paulo, o que implica no expressivo uso de fertilizantes nitrogenados (MACEDO *et al.*, 2004).

Os resultados para o nitrogênio orgânico total nos reservatórios do rio Tietê foram, em geral, similares ao padrão descrito para as formas nitrogenadas inorgânicas, com variações espaciais e temporais em suas concentrações durante o estudo. Os maiores valores foram registrados nos dois primeiros reservatórios do Sistema Tietê (Barra Bonita e Bariri), em quase todo o período de estudo, principalmente no período de chuvas na região, enquanto reduções gradativas em suas concentrações foram verificadas ao longo dos reservatórios sequenciais da cascata.

As reduções do nitrogênio orgânico foram de até 68,49% do reservatório de Barra Bonita (1.241 µg/L) a Três Irmãos (391 µg/L), em novembro de 2002, com um gradiente médio de redução de 32% durante o estudo, de um reservatório para o sistema subsequente. Estudos realizados por Luzia (2004), neste sistema em cascata, demonstrou um gradiente de redução das formas nitrogenadas, com destaque maior para o nitrogênio total, que apresentou percentual máximo de 87,84 % do reservatório de Barra Bonita (4.553,53 µg/L) a Três Irmãos (551,03 µg/L), durante os meses de inverno na região. Os percentuais de reduções do nitrogênio orgânico podem estar associados não apenas ao distanciamento das fontes pontuais poluidoras, mas também às mudanças no uso da área de entorno e à assimilação destes nutrientes pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas (MORAES, 1999). O gradiente de decréscimo nos valores do nitrogênio orgânico reforça a capacidade depurativa existente ao longo dos reservatórios em cascata, visto a capacidade de redução da concentração destes nutrientes, com conseqüente melhoria da qualidade da água, o que é compatível com as situações descritas em estudos anteriores, realizados neste sistema (BARBOSA *et al.*, 1999; GÜNTZEL, 2000; FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004).

Os aumentos da concentração de nitrogênio orgânico, com a manutenção de valores medianos nos últimos reservatórios do rio Tietê, podem estar relacionados à elevada liberação de compostos nitrogenados resultantes da decomposição das células fitoplanctônicas mortas, como também à intensa atividade de degradação de detritos orgânicos por bactérias, como a excreção do fitoplâncton e do zooplâncton e as macrófitas aquáticas. Uma outra provável explicação para as concentrações medianas registradas do nitrogênio orgânico, com casos de picos desse nutriente nos reservatórios localizados na porção final do Sistema Tietê, pode estar relacionada à

presença de florescimentos de cianobactérias heterocitadas, capazes de fixar o nitrogênio atmosférico e transformá-lo em proteínas (biomassa). A presença destes florescimentos pode representar uma possível via de entrada do nitrogênio atmosférico, bem como a sua manutenção na forma orgânica durante grande parte do tempo nestes últimos reservatórios do Sistema Tietê. Segundo Esteves (1988), em ambientes lênticos, as cianobactérias planctônicas podem ser consideradas como os organismos responsáveis pela fixação da maior parte do nitrogênio molecular, de modo a transformá-lo em nitrogênio protéico.

O fósforo é, sem dúvida, um dos elementos de grande importância nos sistemas biológicos, pois participa de processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos, como o armazenamento de energia e estruturação da membrana celular. Este elemento é considerado o principal fator limitante da produtividade nos ambientes aquáticos, além de ser apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, *op. cit.*).

Os resultados obtidos para fósforo total e suas frações (fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico) demonstraram o mesmo padrão descrito para as formas nitrogenadas. Estas diferentes formas de fósforo apresentaram suas maiores concentrações nos primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita e Bariri), enquanto que reduções gradativas em seus valores foram observadas ao longo dos reservatórios deste rio, no sentido do primeiro reservatório (Barra Bonita) em direção ao último do sistema (Três Irmãos).

As altas concentrações de fósforo total, encontradas nos dois primeiros reservatórios do rio Tietê, coincidiram com os meses de chuvas na região, o que pode ser um reflexo direto da intensificação do aporte de cargas de materiais alóctones, constituída principalmente por resíduos domésticos e industriais, na bacia de drenagem, incluindo a grande São Paulo, que chegam e são retidos nestes ambientes. Pereira (2003) menciona que o aumento expressivo nas concentrações de fósforo no primeiro reservatório do rio Tietê (Barra Bonita) esteve condicionado, principalmente, ao elevado aporte de material transportado pelos rios Tietê e Piracicaba, durante os meses de chuva na região. Deve ser também considerada a contribuição de tributários nestes primeiros reservatórios do sistema Tietê, como possíveis vias de entrada do fósforo nesse sistema (BARBOSA *et al.*, 1999; COSTA e ESPÍNDOLA, 2000; FRACÁCIO, 2001; VIEIRA *et al.*, 2002; MORETO e NOGUEIRA, 2003; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004), além das fontes difusas, como precipitação do material particulado da atmosfera, durante as chuvas e o escoamento destas, superficial, através de solos cultivados (ESTEVES, 1988). O distanciamento das fontes poluidoras, associado ao aspecto de retenção dos compostos fosfatados em cada um dos reservatórios da série,

favorece as condições ideais para a melhoria na qualidade da água ao longo da trajetória do rio Tietê.

Em geral, os reservatórios, quando construídos em cascata, apresentam uma tendência de melhoria da qualidade de água no sentido montante-jusante. No presente estudo, foi constatada a redução gradativa nas concentrações do fósforo total ao longo dos reservatórios do rio Tietê, com o valor máximo de até 88,89%, do reservatório de Barra Bonita (239,16 µg/L) a Três Irmãos (26,57 µg/L), em outubro de 2003. Estes valores estão próximos daqueles encontrados por Luzia (2004) neste sistema, que reportou a redução máxima de 93,14% de fósforo total de Barra Bonita (76,27 µg/L) a Três Irmãos (5,37 µg/L). Agostinho e Gomes (1997) descreveram situação semelhante com relação à redução do fósforo entre dois reservatórios em cascata do rio Iguaçu, embora com valores menores de redução (36%) de um reservatório para o outro. Estudos realizados por Straskraba (1994), em reservatórios em cascata no rio Vltava, registraram redução de até 80 % do fósforo total durante a passagem da água de um reservatório até o último da série, sendo o tempo de residência da água, em cada reservatório, o fator que melhor condicionou esta redução.

Da mesma forma que para o fósforo total, as altas concentrações das formas fosfatadas (fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico dissolvido) foram verificadas nos dois primeiros reservatórios do rio Tietê, enquanto que reduções gradativas em suas concentrações foram registradas ao longo dos reservatórios do rio Tietê, no sentido do primeiro reservatório (Barra Bonita) em direção ao último do sistema (Três Irmãos). A elevada quantidade de nutrientes fosfatados nos primeiros reservatórios apresentou relação com o contínuo aporte das cargas alóctones, como os despejos de esgotos domésticos e industriais provenientes dos grandes centros urbanos próximos, bem como com a possível contribuição dos tributários que estão interligados a estes reservatórios (BARBOSA *et al.*, 1999; COSTA e ESPÍNDOLA, 2000; FRACÁCIO, 2001; VIEIRA *et al.*, 2002; MORETO e NOGUEIRA, 2003; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004).

O decréscimo nas concentrações das formas fosfatadas ao longo dos reservatórios em cascata variou de 94,25% para fosfato total dissolvido, a 95,52% para o fosfato inorgânico dissolvido, ambos registrados nas amostras do mês de outubro de 2003. As baixas concentrações destes nutrientes nos quatro reservatórios restantes do sistema Tietê (Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos) podem estar sendo condicionadas não única e exclusivamente a fatores como o distanciamento das fontes pontuais de poluição, a retenção nos reservatórios e a capacidade depurativa ao longo do rio Tietê, mas também à sua assimilação por organismos fitoplanctônicos e macrófitas aquáticas (especialmente do ortofosfato), visto serem estes indispensáveis

ao crescimento e aumento da biomassa nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988).

Nos lagos de regiões tropicais, onde as taxas metabólicas dos organismos são elevadas, os ortofosfatos são assimilados mais rapidamente. Deste modo, com exceção dos ambientes eutrofizados, as concentrações de fosfatos encontrados no meio aquático são relativamente baixas (ESTEVES, 1988).

Outra explicação para as baixas concentrações das formas fosfatadas nos quatro últimos reservatórios do rio Tietê, pode também estar associadas à presença de íons como o ferro, alumínio e manganês, os quais interferem diretamente na precipitação do fósforo nestes ambientes. Segundo Esteves (1988), o elemento ferro na sua forma oxidada é insolúvel e demonstra capacidade em adsorver o fosfato por meio de cargas opostas. Esta dinâmica de precipitação dos fosfatos, por oxidação dos íons de ferro, depende de outros fatores do meio, como as concentrações de oxigênio dissolvido e o pH da água (ESTEVES, *op.cit.*).

Os menores valores encontrados para as formas fosfatadas, principalmente o ortofosfato, nos quatro últimos reservatórios do rio Tietê, coincidiram com aqueles períodos em que foram altas nas concentrações de oxigênio dissolvido na água e o pH foi levemente alcalino no epilímnio. Desta forma, pode ter havido a precipitação dos fosfatos pelo íon ferro, que nestas condições apresenta-se na sua forma insolúvel. Fracácio (2001) e Rodgher (2001) descreveram uma situação semelhante nesse sistema, onde é apontada a elevada presença de ferro na água associada a altas concentrações de oxigênio dissolvido, como possíveis condicionantes dos baixos valores de fosfatos. Esta mesma tendência foi descrita por Tundisi *et al.* (1988), em trabalhos anteriores realizados nestes reservatórios. Estudos realizados por Franzen *et al.* (2004), nos reservatórios do Sistema Salto (Reservatório de Divisa, Blang e Salto), na bacia do rio Caí, RS, demonstraram que, apesar da presença de fósforo biodisponível em elevadas concentrações no sedimento, a sua não disponibilização para a coluna d'água foi explicada pela presença de ferro em quantidades suficientes para complexar o ortofosfato, bem como a estratificação acentuada observada a grandes profundidades (18 m) nestes ambientes.

A sílica é um dos elementos mais abundantes na litosfera, sendo que sua presença no ambiente aquático decorre do intemperismo de rochas de feldspato, que são freqüentes em formações rochosas sedimentares. Por esta razão, apresentam ampla ocorrência nos ecossistemas aquáticos no Brasil (ESTEVES, 1988). A sílica constitui um nutriente essencial para o desenvolvimento das algas diatomáceas, sendo encontrada forte relação entre a concentração deste nutriente e o crescimento de populações destas algas no meio (ESTEVES, *op. cit.*).

Os resultados encontrados para os valores de silicatos no presente estudo apontaram para um aumento gradativo em seus valores ao longo dos reservatórios do rio Tietê, a partir do primeiro reservatório (Barra Bonita) em direção ao último do sistema (Três Irmãos). Estes resultados demonstraram um valor de acréscimo de silicato com aumento de até 69% do reservatório de Barra Bonita (2.408 µg/L) a Três Irmãos (7.977 µg/L), durante o mês de novembro de 2002. De modo geral, o padrão observado e os valores encontrados foram próximos aos descritos em estudos anteriores realizados no local por Barbosa *et al.* (1999), Güntzel (2000), Fracácio (2001), Pereira (2003) e Lima (2004). Trabalhos realizados por Zanata (1999) e Tonissi (1999), no reservatório de Salto Grande (Americana – SP), demonstraram padrão semelhante para as concentrações de silicatos encontrados neste ambiente com os valores obtidos no presente estudo, o que demonstra a reduzida diferença significativa entre a concentração de silicatos nos diferentes ecossistemas brasileiros, em razão da abundância deste elemento nos solos tropicais.

O uso das razões entre as formas nitrogenadas e formas fosfatadas, NT/PT e DIN/DIP, na determinação da qualidade de água, possibilita avaliar a importância potencial na limitação de determinados nutrientes para o crescimento da biomassa algal. Porém, não se deve tomar essa razão de nutriente como um valor fixo entre os sistemas aquáticos, de tal maneira que dependem da disponibilidade sobre a forma do nutriente e das condições fisiológicas da alga (SOMMER *et al.*, 1993).

Os resultados obtidos para estas duas razões (NT/PT e DIN/DIP) demonstraram uma variação espacial e temporal nos reservatórios, com ampla variabilidade entre seus valores que, em alguns casos, apresentaram razões inversamente proporcionais entre si. A relação NT/PT apresentou seus maiores valores nos últimos reservatórios do rio Tietê, com destaque para o reservatório de Nova Avanhandava. Tal condição pode estar relacionada à manutenção dos altos valores de nitrogênio total, enquanto que o fósforo apresentou declínios em suas concentrações ao longo do sistema em cascata. Os menores valores encontrados desta razão nos primeiros reservatórios do rio Tietê, em especial nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, podem estar relacionados ao aumento expressivo do fósforo no início do sistema, o que promoveu a redução desta relação nestes dois reservatórios. Os valores registrados para esta razão foram, em média, menores quando comparados aos encontrados por Barbosa *et al.* (1999), durante o verão de 1997/1998, neste sistema em cascata, o que possivelmente decorreu dos elevados valores registrados para as formas nitrogenadas, uma vez que as concentrações de fósforo total foram semelhantes para ambos os estudos.

Estudos realizados por Costa (2003), no reservatório Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, situado no sertão do Rio Grande do Norte, demonstraram valores médios da razão NT/PT de 32:1, variando de 20:1 a 47:1. Segundo Costa (*op. cit.*), os elevados valores decorrem do elevado tempo de residência da água no reservatório (3 anos), bem como de seus usos múltiplos, com destaque para os periódicas instalações às suas margens de tanques rede para piscicultura, fazendo uso de rações e esterco de galinha para aumentar a quantidade de alimento para os peixes cultivados.

Em corpos d'água que eventualmente recebem altas cargas orgânicas alóctones, como aquelas associadas a efluentes de esgotos ou a nutrientes lixiviados pela água da chuva que escoar por áreas agrícolas adjacentes, pode ocorrer uma reposição dinâmica e temporária do fósforo, ocasionando eventuais decréscimos da relação N/P. Segundo Barbosa *et al.* (1999), os valores decrescentes da razão nitrogênio/fósforo ao longo dos reservatórios, durante o período chuvoso, indicaram a limitação pelo nitrogênio nesta direção, o que pode ser uma das prováveis causas da redução da produção de biomassa fitoplanctônica, em especial de clorofíceas e de diatomáceas para alguns destes reservatórios, como o de Promissão.

A razão NID/PID apresentou seus maiores valores nos reservatórios intermediários do Sistema Tietê, principalmente nos reservatórios de Ibitinga e Promissão. A elevada relação encontrada nestes dois reservatórios pode estar relacionada aos altos valores registrados para as formas nitrogenadas, em especial para o nitrato, quantificadas nestes ambientes. Os menores valores desta razão também estiveram associados aos primeiros e últimos reservatórios do sistema, como observado no reservatório de Barra Bonita e Três Irmãos, respectivamente. A baixa relação NID/PID nestes ambientes pode estar associada aos elevados valores das formas fosfatadas no início do sistema em cascata, enquanto concentrações mais reduzidas das formas nitrogenadas e fosfatadas foram observadas nos últimos reservatórios do rio Tietê.

Estudos realizados por Bouvy *et al.* (2000), em reservatórios localizados no semi-árido do Estado de Pernambuco, destacaram valores para esta razão de até 969, que é três vezes superior ao valor máximo encontrado no presente estudo. Segundo Bouvy *et al.* (*op. cit.*), os altos valores registrados decorreram do inadequado uso do solo em alguns dos reservatórios analisados, ocasionando sua eutrofização, como também de fatores meteorológicos ocorrentes durante suas incursões de campo, como o fenômeno do *El Niño*, entre os anos de 1997/1998 (BOUVY *et al.*, 1999), o que reduziu drasticamente a precipitação na região, ocasionando o aumento da concentração dos nutrientes em muitos destes reservatórios. Mais recentemente, Bouvy *et al.* (2003) descreveram a forte influência de eventos climáticos como indutores de grandes

modificações nas estruturas física e química da água no reservatório Tapacurá, Recife (PE), o que, de certa forma, torna-se um importante fator a ser considerado para mudanças e variabilidade sobre as condições limnológicas em um determinado ecossistema.

5.2 Valores de Clorofila *a* nos Reservatórios do rio Tietê

Outra importante variável a ser considerado nos ecossistemas aquáticos é a clorofila *a*, a qual representa o principal pigmento responsável pela fotossíntese e o conhecimento de suas concentrações pode dar indicativos sobre a biomassa do fitoplâncton. Nos últimos anos tem se tornado cada vez mais freqüente a utilização das concentrações da clorofila e dos feopigmentos (produtos da degradação da clorofila) para expressar a biomassa fitoplanctônica (ESTEVES, 1998). A determinação da clorofila também constitui uma importante ferramenta para a avaliação do estado trófico dos ambientes aquáticos.

Os resultados obtidos de clorofila *a*, neste estudo, demonstraram um padrão espacial e temporal, tendo sido suas maiores concentrações registradas nos primeiros reservatórios do rio Tietê, principalmente durante o período de chuvas. Os altos valores de clorofila *a* nos primeiros reservatórios demonstraram uma relação direta com as concentrações de nutrientes quantificados nestes ambientes, os quais podem ter favorecido o desenvolvimento de grupos fitoplanctônicos (cianobactérias, clorofíceas e diatomáceas), em vista da presença de razões ideais entre as formas nitrogenadas e fosfatadas (totais e dissolvidas) para o desenvolvimento das espécies. Estudos realizados por Barbosa *et al.* (1999), em fevereiro de 1998, constataram um aumento expressivo nas concentrações de clorofila *a* nos três primeiros reservatórios do rio Tietê, com redução acentuada nos reservatórios subseqüentes. Estes mesmos autores mencionaram que o constante aporte de nutrientes no rio Tietê é um dos principais condicionantes dos elevados valores de clorofila *a* nos reservatórios iniciais do sistema; porém, também relatam a variabilidade das populações fitoplanctônicas dominantes como um dos fatores determinantes das concentrações de clorofila.

Segundo Güntzel (2000), os altos valores de clorofila *a* encontrados nos primeiros reservatórios do rio Tietê, em pleno período chuvoso de 1998, poderiam estar relacionados ao fenômeno conhecido como “fotoadaptação compensatória”, proposto por Reynolds (1999), relativa ao aumento da capacidade fotossintética dos organismos fitoplanctônicos por meio de ampliação do espectro de luz incidente no ambiente aquático, mesmo que este esteja sob condições de elevada turbulência e turbidez.

Sartori *et al.* (2004), em um estudo realizado no reservatório de Rosana (SP), no verão chuvoso desse mesmo ano, verificaram uma relação inversa ao modelo de fotoadaptação compensatória sugerido por Reynolds (*op. cit.*), sendo verificado que as distribuições espaciais representadas pelos valores de clorofila *a* (valores entre 1,3 e 4,9 µg/L) e de material em suspensão (valores entre 0,4 e 2,4 mg/L) estiveram inversamente relacionadas, sendo afetadas principalmente pelos tributários e pelas áreas mais lânticas deste sistema.

Fracácio (2001) também verificou variabilidade nas concentrações de clorofila *a* em alguns dos reservatórios do rio Tietê, com baixos valores registrados nos meses de chuva, enquanto altos valores foram registrados nos meses de seca. O autor associa este padrão a fatores climatológicos, como altos índices pluviométricos, que promovem a redução da transparência da água no sistema (em razão do aumento do material em suspensão), e a fatores físicos, como as baixas temperaturas da água, que promoveram a diminuição do metabolismo ou mesmo modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica (substituição de espécies) do local. Este padrão observado está em concordância com o descrito por Güntzel (2000), durante o período chuvoso de 1997/1998 neste sistema em cascata, após a autora relatar uma variabilidade nos valores do índice de estado trófico nos reservatórios do rio Tietê, com base nos valores de clorofila *a*, e tendência a gradientes decrescentes de estado trófico, ao longo da cascata de reservatórios. Esta mesma autora ainda observou uma situação inversa ao presente estudo em relação a concentração de clorofila *a*, nos períodos de seca e chuva, durante o ano de 1979, o que poderia estar relacionado a fatores climatológicos e aos mecanismos operacionais dos reservatórios, como a vazão e o tempo de residência da água.

O tempo de residência da água dos reservatórios pode também apresentar um possível efeito sobre a variabilidade nas concentrações de clorofila *a*, por meio da seleção de espécies fitoplanctônicas oportunistas presentes no sistema. Para Dickman (1969) *apud* Calijuri e Tundisi (1990), existe forte correlação estatística entre o aumento de fluxo e a redução da produção primária. Logo, a variabilidade do tempo de residência pode ser aproveitada como uma forma de controle do grau de trofia do reservatório e, conseqüentemente, da densidade planctônica (TOJA, 1982 *apud* CALIJURI e TUNDISI, 1990). Resultados compatíveis com a afirmação de Dickman (*op. cit.*) são apresentados por Tundisi e Matsumura-Tundisi (1990), para o reservatório de Barra Bonita, durante o verão e inverno de 1984. Entretanto, exceções a este padrão podem ocorrer como o observado por Calijuri (1988) neste mesmo reservatório, quando a produção primária do fitoplâncton atingiu elevados valores, mesmo com baixo tempo de residência da água, o que, segundo a autora pode ter ocorrido em

função do aumento de fosfato na água, resultante de altas precipitações, bem como a redução na intensidade dos ventos ocorridas no período investigado.

De acordo com estudos realizados por Güntzel (2000), pode ser constatado um aumento considerável nos valores de clorofila *a* nestes reservatórios, nos últimos 20 anos. Segundo a autora, o aumento das concentrações de clorofila *a* é decorrente não apenas das variações na composição e fisiologia das espécies do fitoplâncton, presentes nestes ambientes, mas possivelmente do aumento na biomassa de cianobactérias, as quais passaram a ser dominantes nestes reservatórios, nos últimos anos (MINILLO *et al.*, 2003; 2004; LIMA, 2004). Embora alguns valores encontrados de clorofila *a* no presente estudo tenham sido baixos, quando comparados àqueles obtidos em estudos anteriores no local (BARBOSA *et al.*, 1999; FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004), ainda foi possível verificar o padrão de semelhança nas distribuições espacial e temporal das suas concentrações ao longo dos reservatórios investigados, o que demonstra possíveis ajustes das comunidades fitoplanctônicas às condições ambientais existentes ao longo do tempo.

5.3 Avaliação do estado trófico da água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal

A construção de reservatórios em cascata é comum em diversos sistemas fluviais no país, e demandam estudos mais específicos em razão da sua vulnerabilidade a processos de eutrofização, com conseqüente deterioração da qualidade de água, especialmente porque cada reservatório é operado como uma única unidade (TUNDISI *et al.*, 1993).

O estado trófico de um corpo de água pode ser determinado de forma muito confiável, a partir de diferentes critérios, como concentração de oxigênio, dados de nutrientes, medidas de biomassa (clorofila), transparência da água, presença de espécies planctônicas e bentônicas, etc. O uso dos índices de classificação trófica dos corpos hídricos (naturais e artificiais) é, sem sombra de dúvida, uma importante e útil ferramenta para organizar o conhecimento sobre os mecanismos de funcionamento destes ambientes, avaliar os usos da bacia hidrográfica, assim como para servir de base no desenvolvimento de técnicas para o manejo e recuperação das áreas comprometidas (TUNDISI *et al.*, 1988; LIND *et al.*, 1993). No entanto, esta avaliação não deve ser realizada apenas com uma ou duas destas variáveis, mas sim por meio de um estudo mais amplo, visto que o ambiente pode assumir estado eutrófico, quando

avaliado segundo um critério, e oligotrófico, quando outro critério é levado em consideração (TALAMONI, 1995).

A escolha de um determinado índice de estado trófico deve partir da premissa de que, por meio deste, é possível obter um amplo grau de informação sobre um ambiente, desde que este índice seja compatível com as condições de variações locais e regionais, levando em consideração as possíveis restrições que outros modelos não contemplam no ambiente em questão (regiões subtropicais e tropicais). Diante destes aspectos, optou-se por utilizar o índice de estado trófico proposto por Toledo *et al.* (1983), em razão da sua melhor representação para ambientes aquáticos em regiões tropicais.

Os resultados obtidos durante o estudo, em geral, apontam para a melhoria no estado trófico da água segundo um padrão espacial e temporal, sendo os primeiros reservatórios caracterizados como eutróficos ou mesotróficos, principalmente durante os meses chuvosos, enquanto que os últimos reservatórios do sistema apresentaram um “status” mesotrófico ou oligotrófico, principalmente nos meses de seca na região. Entretanto, ocorreram algumas exceções quando as variáveis selecionadas neste estudo (transparência, clorofila *a*, fósforo total e fosfato dissolvido) foram avaliadas separadamente, o que, de certa forma, aponta para possíveis limitações relacionadas ao grau de fidelidade com que as medidas obtidas para as variáveis consideradas traduzem a situação real. Uma possível explicação pode estar relacionada aos fatores que afetam exclusivamente cada reservatório, ou seja, cada um destes compartimentos tem uma grande influência de seus afluentes e não somente do tributário a montante. Segundo Matsumura-Tundisi *et al.* (2000), cada reservatório tem seu ciclo próprio, o qual depende de fatores intrínsecos de funcionamento, de sua construção e dos usos da bacia. Isto certamente poderia explicar o porquê de algumas variáveis não sofrerem decréscimo no sentido do primeiro reservatório em cascata para o último da série.

Os valores encontrados para os índices de estado trófico, baseados na transparência da água e concentração de clorofila *a* demonstraram diferenciações quando comparados entre si para alguns dos reservatórios durante o estudo. Dentre as duas variáveis, o resultado relativo a transparência da água foi compatível ao padrão esperado para o estado trófico entre os reservatórios investigados, em vista da melhoria na qualidade da água ao longo do “river continuum” do sistema em cascata. Embora os resultados encontrados para o índice, baseado na concentração de clorofila *a* tenham mostrado uma tendência para o decréscimo em seus valores ao longo do sistema, a partir do primeiro reservatório em direção ao último do rio Tietê, foi verificada uma grande variabilidade destes valores para alguns períodos do estudo, o

que pode estar relacionado aos processos biológicos que ocorrem entre qualquer um dos reservatórios e que são influenciados por mudanças ocorridas no reservatório precedente (BARBOSA *et al.*, 1999).

Durante um estudo realizado por Luzia (2004) nos reservatórios do rio Tietê, foram constatadas situações de variabilidade nos valores do índice de estado trófico aplicado para a clorofila *a*, durante os períodos de inverno e verão. Para o autor, estas variações podem estar condicionadas a fatores que afetam exclusivamente cada reservatório, ou seja, cada reservatório apresenta uma maior influência de seus afluentes e não apenas do tributário a montante, o que, de certa forma, está em concordância às observações descritas anteriormente por Barbosa *et al.* (1999). Logo, sob o ponto de vista da qualidade da água em reservatórios construídos em cascata, qualquer efeito sobre um reservatório acaba sendo transferido para aquele localizado abaixo dele e assim sucessivamente (STRASKRABA e TUNDISI, 1999).

Güntzel (2000) também verificou, durante o verão chuvoso de 1997/1998, casos semelhantes de variabilidade nos valores do índice de estado trófico para clorofila *a* ao longo dos reservatórios do rio Tietê. A autora atribuiu esta variabilidade às oscilações na composição e fisiologia das espécies fitoplanctônicas presentes no sistema, bem como às alterações nas condições limnológicas ocorridas nestas ocasiões, sendo estas decorrentes de fatores meteorológicos e relacionados à operação dos reservatórios, como vazão e tempo de residência da água.

Os resultados obtidos para os índices do estado trófico com base no fósforo, fosfato inorgânico e índice de estado trófico médio demonstraram uma melhoria da qualidade da água ao longo da cascata de reservatórios. Pode-se verificar que os dois primeiros reservatórios da cascata (Barra Bonita e Bariri) foram os mais impactados, ou seja, em estado de eutrofização, principalmente nos meses de chuva na região, enquanto os últimos reservatórios do sistema apresentaram-se menos afetados, com "status" ora mesotrófico ora oligotrófico. Este padrão de mudanças no estado trófico ao longo dos reservatórios em cascata, em geral, estão em concordância com aqueles encontrados por Fracácio (2001), Pereira (2003), Lima (2004) e Luzia (2004). Diante desta condição, pode-se inferir que a área de entorno promove interferências nos reservatórios em razão das atividades antropogênicas exercidas, mas com intensidade muito menor quando comparadas à contribuição dos rios formadores de todo o sistema em cascata. A melhoria da qualidade de água nos últimos reservatórios está relacionada, principalmente, à fragmentação do rio, onde cada um dos reservatórios da série funcionaria como uma espécie de filtro, promovendo a retenção gradual dos nutrientes.

Estudos realizados por Tonissi (1999) e Zanata (1999), no reservatório de Salto Grande (Americana – SP), também avaliando o estado trófico com o modelo proposto por Toledo *et al.* (1983), constataram mudanças no estado trófico, em diferentes pontos de coleta no sistema, entre eutróficas a mesotróficas. Estes autores atribuem a mudança de estado trófico ao distanciamento de fontes pontuais de poluição e aos efeitos ligados à sazonalidade local, em especial aos períodos de maior precipitação na região.

Tundisi *et al.* (1988), fazendo uso do índice de Carlson (1977), descreveram todos os reservatórios do rio Tietê como eutróficos para a clorofila *a*. Em relação ao disco de Secchi estes autores classificaram como eutróficos os três primeiros reservatórios do sistema, enquanto os reservatórios restantes foram classificados como mesotróficos. Para os valores de fósforo total dissolvido, somente os três primeiros reservatórios foram considerados mesotróficos, enquanto os reservatórios restantes foram considerados como oligotróficos. Se comparados os resultados descritos por Tundisi *et al.* (*op. cit.*) com aqueles encontrados no presente estudo, verifica-se a melhoria na qualidade trófica da água no que se refere ao disco de Secchi e à clorofila *a*, permitindo classificar os sistemas entre mesotróficos e oligotróficos, respectivamente. Entretanto, se confrontados os resultados pretéritos com os atuais do índice trófico, com base na concentração de fósforo, constata-se uma piora na qualidade da água, com predomínio de condições eutróficas e mesotróficas nos reservatórios, respectivamente.

Tundisi *et al.* (1988), após realizarem coletas em 23 reservatórios no Estado de São Paulo, verificaram que aqueles situados no rio Tietê encontravam-se, em geral, mais eutróficos do que os outros sistemas investigados (Sistema rio Grande, Sistema rio Paranapanema, Sistema Pardo, Sistema Paraná). Dentre os vários fatores apontados por estes autores como causadores do efeito da eutrofização, dois foram preponderantes para representaram a condição do estado trófico nos reservatórios: o tempo de instalação do reservatório no rio e a localização deste em relação aos grandes centros urbanos. Estes dois fatores são de extrema importância e estão diretamente relacionados às condições em que estes reservatórios encontram-se atualmente, pois aqueles reservatórios mais impactados são justamente os mais antigos do sistema, que por sua vez são também os mais próximos aos grandes centros urbanos, como é o caso dos três primeiros reservatórios do rio Tietê.

5.4 Composição, distribuição e densidade da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.

De acordo com Tundisi (1990), em reservatórios, qualquer análise sobre as distribuições espacial e temporal do fitoplâncton deve considerar as respostas da comunidade às diferentes escalas de tempo. Conjuntamente a esta análise devem ser também considerados os efeitos das funções de força hidráulicas, climatológicas e as oscilações verticais do sistema, que acabam afetando sobre a movimentação do fitoplâncton no reservatório. Normalmente, a escala de resposta do fitoplâncton está diretamente relacionada com a escala temporal da flutuação do sistema (Tundisi, *op. cit.*).

As respostas do fitoplâncton, geralmente estão representadas por diversos estágios de características fisiológicas, atividade bioquímica, reprodução e multiplicação celular, possibilitando assim identificar várias estratégias de maximização da produtividade e biomassa. Mudanças bruscas no eixo vertical do sistema, por alterações da estabilidade, produzem algumas perdas de biomassa e reduzem o potencial do fitoplâncton para estabelecer associações estáveis com o máximo de rendimento (TUNDISI, 1990).

As variações temporal e espacial do fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos tropicais são controladas por vários fatores ambientais sazonais (radiação solar, alteração do fotoperíodo, precipitação e turbulência) que, por sua vez, influenciam a dinâmica dos nutrientes nestes ambientes (MARGALEF, 1983). Em associação a estes, estão também os fatores descritos como bióticos, tais como o parasitismo, a competição e a herbivoria, além das propriedades fisiológicas de cada espécie, que são consideradas importantes na estruturação das comunidades fitoplanctônicas (Rocha, 1978; Wetzel, 1993). A ação conjunta destes fatores influencia a variação periódica da abundância, dominância, composição e sucessão entre as diferentes classes fitoplanctônicas no ecossistema (REYNOLDS, 1999).

A turbulência na coluna d'água, representada em várias escalas, magnitudes e duração é considerada um fator determinante no crescimento do fitoplâncton e na composição da comunidade (PAERL, 1995). Segundo Tundisi (1990), as flutuações da turbulência, determinadas pelas análises espectrais aplicadas para dados seriados, podem caracterizar muito bem as relações entre estabilidade, ciclos estacionais e seqüenciais temporais do fitoplâncton. Mudanças físicas na estrutura da coluna d'água, associadas a fatores climatológicos, podem caracterizar períodos de mudanças na composição das comunidades e mostrar correlações entre a diversidade

e o regime físico (características verticais e horizontais) (HARRIS, 1986 *apud* TUNDISI, 1990)

Os organismos fitoplanctônicos podem ser utilizados como indicadores biológicos para caracterizar um determinado ambiente. Mudanças no padrão da presença de espécies ou da sua composição podem servir como importantes ferramentas aos estudos ecológicos, bem como até sanitários nos corpos d'água. Partindo do princípio de que a estabilidade física da coluna d'água é um dos fatores essenciais na sucessão fitoplanctônica, Reynolds (1997) estabeleceu que em sistemas com alto grau de instabilidade na coluna d'água, teriam seu crescimento favorecido as espécies **R**-estrategistas (Bacillariophyceae); se houver uma redução desta turbulência, estas seriam substituídas por espécies **C**-estrategistas (Cryptophyceae), as quais, com o aumento da estabilidade física e o esgotamento dos recursos, dariam lugar às espécies **S**-estrategistas (Cyanophyceae), que dominariam até o início de novo período de turbulência.

De acordo com este mesmo critério, Reynolds (1997) e Padisak e Reynolds (1998) sugeriram um novo agrupamento para a vegetação pelágica, segundo características comuns, sendo que das 28 associações descritoras de diferentes condições ambientais, 9 destas incluem as representadas pelas cianobactérias, sendo estas: **H**, **S** e **Sn** – heterocitadas; **K**, **Lo** e **M** – pequenas células coloniais chroococcales; **S** e **R** – filamentosas oscillatoriales e **Z** - picoplancton.

Estudos realizados por Huszar *et al.* (2000), avaliando estas associações em lagos tropicais no Brasil demonstraram a necessidade de reorganização de algumas associações nestes ambientes. Os resultados encontrados por Huszar *et al.* (*op. cit.*) contribuíram expressivamente para novas mudanças propostas por Reynolds *et al.* (2002) para um novo esquema de “vegetation recognition”, sendo acrescentadas 3 novas associações baseadas em associações funcionais de espécies representativas do fitoplâncton. Deste modo, toda e quaisquer oscilações espacial e temporal que ocorram na composição e abundância do fitoplâncton no reservatório, demonstram a estreita relação destes organismos com os parâmetros nutricionais, assim como com os “pulsos naturais ou artificiais” a que estes ambientes estão sujeitos, visto que a maioria destas associações são normalmente definidas por limitação de recurso, mudanças comuns de estado trófico, processos de misturas, latitude, pH, etc.

Durante o período de estudo, a comunidade fitoplanctônica dos reservatórios do rio Tietê esteve composta por representantes de 7 classes taxonômicas, totalizando 105 táxons identificados. Lima (2004), em estudos anteriores realizados neste sistema, registrou a ocorrência de 8 classes taxonômicas, correspondendo a 369 táxons catalogados. Apesar do número de espécies registradas no presente estudo ter sido

menor do que no descrito por Lima (*op. cit.*), é importante considerar que houve uma razão de proporcionalidade nos valores encontrados. Sob este aspecto, deve ser considerado o número de ambientes amostrados nas duas as pesquisas, uma vez que neste estudo foram considerados 6 pontos amostrais por período de coleta, sendo cada um destes sempre à montante de cada reservatório. Por outro lado, Lima (*op. cit.*), durante suas incursões no sistema Tietê, efetuou coletas em 19 pontos amostrais, dos quais 1 foi no rio Piracicaba, e os 18 restantes foram distribuídos ao longo dos reservatórios, sendo 3 pontos amostrais por reservatório, um na fase rio, um na fase lago e outro a jusante do reservatório. Segundo Odum (1983), muitas vezes o número de espécies apresenta uma relação direta com a área, verificando-se uma tendência de um número crescente de espécies com o aumento da área.

Em uma análise espaço temporal das classes encontradas nos reservatórios, foi constatado que classes como Chlorophyceae, Cyanophyceae e Bacillariophyceae foram predominantes nas amostras coletadas. Quantitativamente, a classe Chlorophyceae, representada principalmente pela ordem Chlorococcales, foi dominante sobre as demais classes, abrangendo 53,33% do total das espécies identificadas durante o estudo. A classe Cyanophyceae representou 21,90% do total dos táxons identificados, seguida pela Bacillariophyceae, com 12,38%; enquanto que os demais grupos restantes, juntos, representaram 12,36% dos táxons encontrados. A alta riqueza encontrada para a classe Chlorophyceae está condizente com o que foi registrado em estudos anteriores no local (DE FILIPPO, 1987; SANDES, 1990, 1998; LIMA, 2004) e compatível, quando comparada com os resultados obtidos em outros reservatórios no país (NOGUEIRA, 2000; BICUDO *et al.*, 2004; MOFATI *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2004).

Estudos realizados por Komarék (1983), em Cuba, com representantes da classe Chlorophyceae, demonstraram a predominância da ordem Chlorococcales sobre as demais algas, com seu maior desenvolvimento em lagos e reservatórios artificiais, eutróficos e influenciados pela atividade humana. Estas observações são compatíveis com aquelas obtidas nos reservatórios do rio Tietê, durante o presente estudo, bem como com as de trabalhos descritos por Sant'anna *et al.* (1989), no Lago das Garças, São Paulo - SP, por Xavier (1996), na Represa Billings, São Paulo – SP e por Silva (1999), no Lago Monte Alegre, Ribeirão Preto – SP, que são ambientes eutrofizados localizados no Estado de São Paulo.

Os representantes da classe Chlorophyceae demonstraram um padrão de distribuição espacial e temporal em seus valores de densidade, sendo constatado os maiores registros a partir do reservatório de Bariri, com destaque para os reservatórios de Nova Avanhandava (novembro/2002) e Bariri (fevereiro/2003), que obtiveram os

mais elevados percentuais de abundância em relação às demais classes, com valores de 69,14 a 90,51%, respectivamente.

A dominância de Chlorophyceae, com altos valores de densidade durante os meses de chuva na região, em especial nos meses de novembro de 2002 e fevereiro de 2003, demonstrou uma relação direta com os períodos de elevada disponibilidade de nutrientes no meio. Espécies como *Botryococcus braunii* e *Coelastrum reticulatum* constituíram os principais representantes encontrados em altas densidades durante este período de estudo. Este padrão descrito é compatível com as observações obtidas por Lima (2004) neste sistema, que associou as maiores densidades e predominância desta classe aos primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita e Bariri), em razão das elevadas concentrações de nutrientes (nitrogenados e fosfatados) disponíveis nos mesmos.

Apesar da classe Chlorophyceae ter apresentado a maior riqueza no número de espécies catalogadas, a dominância numérica foi representada principalmente pela classe Cyanophyceae, o que indica o grau de eutrofização dos reservatórios do rio Tietê. Trabalhos como os de Barbosa *et al.* (1999) e Güntzel (2000) apresentam uma comparação com resultados apresentados por Tundisi *et al.* (1988, 1991), demonstrando que o sistema em cascata do rio Tietê apresentou diferenças em sua qualidade nos últimos 10 anos, indicando o acelerado processo de eutrofização em que este sistema se encontra.

A classe Cyanophyceae foi considerada como a segunda classe predominante com relação à composição dos táxons identificados, com ampla distribuição ao longo do rio Tietê, registrando-se, na maior parte do período de estudo, altos valores de densidades em relação aos demais grupos, visto a elevada abundância relativa na maioria dos reservatórios investigados. Apesar da classe Cyanophyceae ter apresentado elevados valores de densidades ao longo dos reservatórios do rio Tietê, sua maior abundância relativa ocorreu a partir do reservatório de Bariri, com destaque para os reservatórios de Ibitinga (abril/2003) e Três Irmãos (outubro/2003), onde os valores de abundância variaram de 93,46 a 92,49%, respectivamente.

Esta mesma classe foi representada, basicamente, pelas ordens Chroococcales e Nostocales, as quais contribuíram quantitativamente para o padrão de abundância relativa do grupo, com predominância das espécies dos gêneros *Microcystis*, *Pseudoanabaena* e *Cylindrospermopsis*, que representaram até 64, 99 e 93%, respectivamente, na composição total entre os representantes deste grupo. O padrão de dominância da classe Cyanophyceae sobre as demais classes taxonômicas está compatível com os resultados apresentados por Lima (*op. cit.*) neste sistema, bem como com os estudos realizados por Huszar e Silva (1999), Sant'ana e Azevedo

(1999), Bouvy *et al.* (2000), Huszar *et al.* (2000) e Costa (2003), sobre a alta dominância (abundância e densidade) das cianobactérias em ambientes naturais e artificiais no país.

Durante o estudo, foi verificado um padrão espacial na dominância e nos valores de densidade entre as espécies de cianobactérias. Geralmente, representantes da ordem Chroococcales, como *Microcystis sp*, apresentaram maior dominância, com elevadas densidades nos primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga), enquanto que espécies da ordem Nostocales, como *Cylindrospermopsis sp* e *Raphidiopsis sp* estiveram mais presentes, com altas densidades, nos últimos reservatórios deste sistema (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos). Esta distribuição espacial, entre ordens distintas de uma mesma classe, pode estar relacionada não apenas aos parâmetros físicos e químicos limitantes nestes ambientes (a exemplo da disponibilidade de nutrientes do sistema), mas também a fatores desencadeadores como os meteorológicos (vento e precipitação), associados a morfometria, hidrologia e procedimentos operacionais dos reservatórios.

A elevada dominância de representantes do gênero *Microcystis*, nos primeiros reservatórios do sistema, pode estar associada à maior disponibilidade de nutrientes em combinação com a maior estabilidade na coluna d'água nestes ambientes, se comparadas ao restante dos sistemas. Estudos realizados por Kamogae (2002) nos reservatórios de Capivara, Três Bocas e Itaipu, todos no Estado do Paraná, inferem que o aumento da biomassa de cianobactérias, principalmente de *Microcystis*, ocorreu logo após os períodos de chuva na região, associado com altas temperaturas d'água, o que teria possibilitado o aumento desta biomassa em razão de uma maior atividade metabólica, em combinação com a maior disponibilidade de nutrientes presentes nos ambientes utilizados por estes organismos. Costa (2003) associou a presença de intensos florescimentos de *Microcystis spp*, em um reservatório do sertão do Rio Grande do Norte, às elevadas concentrações de ortofosfato, amônio, razões N/P > 29 e ação reduzida dos ventos no local. Segundo Costa (*op. cit.*), as cianobactérias foram limitadas mais pelos fatores físicos, como o vento e a luz, do que por nutrientes e a razão entre eles, visto que a ação dos ventos nos reservatórios promoveram mudanças na estrutura térmica e circulação da coluna d'água, disponibilizando e influenciando as razões entre os nutrientes para os organismos fitoplanctônicos, bem como as variações na camada eufótica.

Durante as análises quantitativas desta classe, foi verificado o predomínio de células livres de *Microcystis sp*, sendo que, nos meses de inverno (período de seca), houve um número maior de pequenos grumos de células, caracterizando a formação de colônias, enquanto que no verão as células livres foram mais comuns. A forma

colonial mucilaginosa das espécies do gênero *Microcystis* normalmente confere uma estratégia de proteção contra a predação pelo zooplâncton, porém, implica em redução na velocidade de crescimento, quando comparada à de espécies unicelulares (REYNOLDS, 1980). No entanto, se forem consideradas a presença e a capacidade desta capa de mucilagem de atuar na regulação e disponibilidade de nutrientes essenciais para as células (LANGE, 1976), esta condição de maior incidência das formas coloniais é compatível com as características do período, no qual foram verificadas bruscas reduções nas concentrações de nutrientes no meio. Estudos realizados por Yunes *et al.* (1998) e Minillo *et al.* (2000a), no Estuário da Lagoa dos Patos, RS, relacionam o comportamento unicelular de *Microcystis aeruginosa* a diferentes estágios fisiológicos das fases iniciais de desenvolvimento da espécie. Outro ponto a ser considerado relaciona-se ao método de coleta empregado na obtenção das amostras que, no caso, foi por meio de bomba de sucção. Durante a coleta das amostras, as colônias de *Microcystis* podem ter sofrido efeito físico acentuado (ação mecânica), promovendo a quebra de suas estruturas coloniais típicas durante seus estágios de desenvolvimento em ambientes naturais, conforme descrito por Reynolds (1980) para lagos temperados no hemisfério norte. Estudos realizados por Boltovskoy (1985) e Kitzmann e Odebrecht (1990) reportam danos e rupturas causadas nas estruturas de organismos planctônicos quando coletados por meio daquela técnica, sendo inclusive não recomendada para análises quantitativas de fitoplâncton ou mesmo para a utilização dos organismos coletados para realização de ensaios fisiológicos.

A redução gradativa nas concentrações de nutrientes, ao longo dos reservatórios em cascata, principalmente das formas nitrogenadas (amônio e nitrato), pode ter favorecido a presença das cianobactérias providas de heterocitos, como *Cylindrospermopsis sp* e *Raphidiopsis sp*, o que possibilitou o domínio destas em relação às espécies não capazes de fixar nitrogênio molecular. Estes resultados estão compatíveis com os descritos por Padisák *et al.* (2000), em estudos anteriores realizados neste sistema, em que a autora associou o domínio e as elevadas densidades de *Cylindrospermopsis raciborskii* no reservatório de Nova Avanhandava, com a escassez de nutrientes à base de nitrogênio no meio. Estudos recentes têm demonstrado a maior abundância de cianobactérias como *Cylindrospermopsis raciborskii*, em diversos ecossistemas tropicais, em decorrência de sua habilidade de fixar o nitrogênio atmosférico e também pela sua maior afinidade pelo fósforo, podendo inclusive estocá-lo como fonte de reservas às adversidades do meio (ISTVÁNOVICS *et al.*, 2000).

As condições físicas e químicas da água, encontradas nos reservatórios do rio Tietê, em que foram registradas as maiores densidades das espécies de *Cylindrospermopsis* mostraram-se compatíveis com os resultados reportados em outros reservatórios brasileiros (BRANCO e SENNA, 1996a; SOUZA *et al.*, 1998; BOUVY *et al.*, 1999; SOUZA e CARVALHO, 1999; HUSZAR *et al.*, 2000; COSTA, 2003; TUCCI e SANT'ANNA, 2003).

A classe Bacillariophyceae foi considerada a terceira maior classe na composição dos táxons registrados durante o estudo, sendo esta representada principalmente pela ordem Centrales. Entre seus representantes, o destaque maior foi para aquelas espécies que mantiveram ampla distribuição e altos valores de densidade e abundância, como *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira distans*, *Aulacoseira sp.*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclotella sp.* e *Cyclotella stelligera*. Foi observado que os valores de densidade e dominância deste grupo apresentaram um padrão espacial com relação à sua distribuição, com os maiores valores sendo registrados nos três primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga), o que pode estar relacionado à alta concentração de nutrientes (nitrogenados e fosfatados) nestes ambientes; porém, ainda foi possível constatar altos valores na densidade de alguns de seus representantes nos últimos reservatórios do sistema em cascata (Nova Avanhandava e Três Irmãos), o que pode estar associado não somente a biodisponibilidade de sílica, mas às condições satisfatórias existentes naqueles ambientes, como: reduzida estratificação térmica, aumento da transparência na coluna d'água e circulação diurna promovida pelo vento.

Durante o estudo, verificou-se um arranjo espacial com relação à predominância e aos valores de densidades para algumas das espécies de diatomáceas, nos reservatórios em cascata. Espécies do gênero *Aulacoseira* foram mais abundantes nos três primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga), enquanto que representantes do gênero *Cyclotella* foram predominantes nos últimos reservatórios deste sistema (Nova Avanhandava e Três Irmãos). Esta distribuição espacial das espécies de diatomáceas pode estar condicionada à disponibilidade de nutrientes no ambiente e aos processos hidrodinâmicos no meio (processos advectivos, turbulência na coluna d'água, etc). De acordo com Reynolds (1997), o crescimento das diatomáceas está diretamente relacionado com a proporção entre sílica, fósforo e com a disponibilidade de luz, sendo que gêneros como *Cyclotella* normalmente são dominantes em sistemas oligotróficos, embora representantes desse gênero tenham sido descritos frequentemente associados a sistemas moderadamente eutróficos (REYNOLDS, 1998), enquanto que as espécies como *Aulacoseira* estão melhor representadas em sistemas eutróficos.

Eventualmente, foram registradas as presenças, em altas densidades, de espécies como *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira distans* e *Aulacoseira sp* nos últimos reservatórios em cascata do rio Tietê em algumas ocasiões do estudo (junho e agosto/2003). Esta condição pode estar relacionada com o aumento das concentrações de silicatos, e dos valores na razão NP/PT, como também as condições físicas da água, incluindo a reduzida estratificação térmica, o aumento da transparência na coluna d'água e a maior circulação em decorrência da ação de ventos.

Reynolds (1999) comenta que a ocorrência de algumas espécies de diatomáceas, como exemplo *Aulacoseira granulata*, é freqüente em grandes reservatórios tropicais e subtropicais, visto a capacidade desta espécie em permanecer sobre o sedimento, durante os períodos de estratificação, podendo captar luz eficientemente durante os períodos de mistura em águas túrbidas. Huszar (1994), em estudos no Lago Batata (PA), descreveu que as Bacillariophyceae, presentes em todo o ciclo anual, apresentaram aumento na contribuição da biomassa somente no período de seca, quando as pequenas profundidades e a maior ação do vento causaram freqüente turbulência no local.

Estudos realizados por Matsumura-Tundisi *et al.* (1981) destacaram a dominância de representantes do gênero *Aulacoseira* (*A. italica*, *A. granulata* e *A. ambigua*) e *Synedra* (*S. ulna*) nos reservatórios do rio Tietê, em 1979. Jati (1998) destacou, durante estudos de curta duração realizados no reservatório de Barra Bonita, que os maiores valores de densidade da classe Bacillariophyceae estiveram associados ao período de inverno, ocasião em que ocorreu uma maior turbulência e disponibilidade de luz na coluna d'água do reservatório, uma vez que os aumentos de fósforo e silicato reativo registrados durante o verão não foram suficientes para elevar a biomassa deste grupo fitoplanctônico.

Os dados relativos à densidade numérica para as diferentes classes fitoplanctônicas demonstraram a existência de heterogeneidade espaço - temporal durante o período de estudo. Classes fitoplanctônicas como Cyanophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae obtiveram as maiores densidades numéricas durante todo o estudo, sendo o maior destaque conferido às Cyanophyceae, que apresentaram as maiores densidades registradas ao longo dos reservatórios em cascata.

Apesar da dominância comprovada da classe Cyanophyceae durante grande parte do estudo realizados nos reservatórios do rio Tietê, pode-se constatar casos de exceção a este padrão, como o observado nos reservatórios de Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos durante o mês de fevereiro de 2003, em

que as maiores densidades foram exclusivas da classe Chlorophyceae. A predominância das clorofíceas pode estar relacionada à ação intensiva de ventos nestes reservatórios, o que promoveu a mistura e disponibilização dos nutrientes em toda a coluna d'água. Segundo Margalef (1983), as clorofíceas são favorecidas durante ocasiões de misturas na coluna d'água, devido à maior disponibilidade de nutrientes. Durante a ocasião de dominância das clorofíceas, entre os 5 reservatórios discriminados, foi constatada a homogeneidade nos perfis térmicos na coluna d'água, bem como valores de pH variando de 6,9 a 7,9. Estes resultados estão compatíveis com os descritos por Lima (2004), após ter verificado o predomínio (densidade numérica) das clorofíceas sobre as demais classes, durante uma de suas coletas realizadas (maio / 2000) nestes reservatórios. O autor menciona que a dominância das clorofíceas sobre as demais classes fitoplanctônicas, principalmente nos três primeiros reservatórios do rio Tietê, estaria associada a intensos processos de mistura, promovido pela ação de ventos, possibilitando a recirculação dos nutrientes em toda a coluna d'água.

A dominância das cianobactérias sobre as demais classes fitoplanctônicas nos reservatórios do rio Tietê, durante o presente estudo, reforça a condição de eutrofização em que estes ambientes se encontram. Apesar da melhora na qualidade d'água ao longo da cascata de reservatórios do rio Tietê, avaliada pela redução na concentração de nutrientes (N e P) e mudança no estado trófico (de eutrófico para mesotrófico e/ou oligotrófico), ainda pode ser constatada a massiva presença das cianobactérias na maioria dos reservatórios investigados. A condição de predomínio deste grupo pode estar associada à ampla capacidade de seus representantes para a ocupação de diferentes ambientes aquáticos, desde que condições mínimas requeridas por estas algas sejam fornecidas. Segundo Paerl (1988), as Cyanophyceae são organismos comuns em ambientes com grau de trofia variados. Como possuem capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico e estocar o fósforo, não podem ser consideradas como indicadoras exclusivas de ambientes eutrofizados (PAERL, *op. cit.*). Shapiro (1990) formulou a hipótese de que o elevado pH e os baixos teores de gás carbônico livre dariam às Cyanophyceae vantagem competitiva sobre as Chlorophyceae e Bacillariophyceae, em função da habilidade de utilizarem o bicarbonato como fonte de carbono inorgânico.

O aporte de nutrientes, o tempo de residência e a profundidade média dos reservatórios são fatores imprescindíveis na sucessão da comunidade fitoplanctônica nestes ambientes (JØRGENSEN e VOLLENWEIDER, 1989 *apud* TUNDISI, 1990). Segundo Esteves (1988), o declínio de uma população em um determinado ambiente ocorrerá se as condições no local se tornarem desfavoráveis, ocasionando o aumento

quantitativo de uma outra espécie. Deste modo, a combinação destes fatores pode estar influenciando no comportamento diferenciado da estrutura do fitoplâncton nos reservatórios do rio Tietê, visto as diferenças hidrológicas, morfométricas e tempos de construção distintos que cada um destes reservatórios apresenta (TUNDISI, 1988).

O fato de terem sido realizadas coletas espaçadas (bimensalmente) durante o período de estudo, não permite que se conclua sobre o padrão real da sucessão entre as diferentes classes fitoplanctônicas no sistema investigado. No entanto, os resultados obtidos podem ser considerados como argumento adicional para caracterizar as mudanças qualitativas e quantitativas entre os grupos fitoplanctônicos, indicando possíveis diferenças entre cada um dos reservatórios ao longo da cascata. Segundo Tundisi (1990), nos reservatórios, os pulsos produzidos no sistema devido a súbitas modificações como rápidas descargas de superfície e entrada de material em suspensão por drenagem, interferem diretamente na disponibilidade de nutrientes e alteram a composição específica do fitoplâncton.

Nos reservatórios do rio Tietê, principalmente nos primeiros da série, os quais estão submetidos a constantes alterações de vazão, em decorrência da operação da barragem, ocorre constante turbulência e mistura freqüente da coluna d'água, impondo distúrbios sobre a estrutura e densidade da comunidade fitoplanctônica. Estudos realizados nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri mencionam que os índices pluviométricos, os procedimentos operacionais de cada reservatório e a ação dos ventos são os principais condicionantes das oscilações espaço - temporais na composição, densidade e predomínio da comunidade fitoplanctônica, principalmente para as cianobactérias (DE FILLIPO, 1987; SANDES, 1990, 1998; CALIJURI e SANTOS, 1996; SANTOS, 1996; JATI, 1998).

De acordo as observações feitas por Lima (2004) neste sistema, o presente estudo também aponta para o efeito da eutrofização como fator ambiental mais importante na determinação da composição e densidade da comunidade fitoplanctônica, a qual responde às influências desses fatores por meio da alteração na composição de espécies. Em combinação a este fator, deve-se mencionar a hidrodinâmica do reservatório (representado pelo movimento e velocidade das águas, fluxos de advecção, turbulência decorrente da ação dos ventos, etc), que garante e viabiliza o sucesso de determinadas espécies sobre outras, promovendo a dispersão de inóculos de um reservatório para outro.

5.5 Análise da riqueza, diversidade e similaridade da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê

Os valores obtidos para os índices de riqueza, diversidade e uniformidade revelaram que a comunidade fitoplanctônica apresentou de moderada a elevada riqueza, moderada diversidade e moderada uniformidade nos reservatórios do rio Tietê durante o estudo. Os maiores valores de riqueza encontrados durante o estudo estiveram representados, principalmente, pela classe Chlorophyceae, visto a maior representatividade desta em relação ao número de táxons encontrados.

Durante o estudo, pode-se observar que os maiores valores de riqueza e diversidade seguiram um padrão sazonal e espacial, estando estes associados aos períodos de transição entre as estações de chuva e seca na região, com destaque para os reservatórios situados na porção final do sistema, como Promissão e Nova Avanhandava. Eventualmente, houve casos de exceção a este padrão, como o observado no reservatório de Barra Bonita, que apresentaram altos valores na riqueza e diversidade segundo o mesmo padrão temporal descrito para os dois reservatórios anteriores. Os altos valores encontrados para a riqueza e diversidade, nos reservatórios do rio Tietê, talvez estejam relacionados à turbulência periódica a que estes ambientes estão sujeitos, pois estes sistemas são caracterizados como polimícticos em razão da pouca profundidade e da forte ação permanente de ventos (TUNDISI *et al.*, 1988; TUNDISI, 1990).

Segundo Odum (1983), a diversidade em um determinado ambiente tende a ser reduzida em comunidades bióticas que sofrem estresse; porém, também pode ser reduzida pela competição em comunidades antigas e ambientes físicos estáveis. Logo, os efeitos de turbulência, representada pela intensa instabilidade na coluna d'água nos reservatórios do rio Tietê, poderiam ter contribuído para a sucessão do fitoplâncton, promovendo assim um aumento na diversidade das espécies entre as classes. Estes resultados estão em concordância com os descritos por Lima (2004) em estudos anteriores, que verificou um padrão semelhante, com os maiores valores de diversidade ocorrendo nos reservatórios de Barra Bonita, Promissão e Nova Avanhandava, durante os meses de julho e outubro de 2000, o que estaria relacionado ao aumento da riqueza de espécies, propiciado pela maior variabilidade nas condições físicas, químicas e hidrodinâmicas destes reservatórios.

Os altos valores encontrados para a diversidade no reservatório de Barra Bonita também apresentaram concordância com os estudos de curta duração realizados por Calijuri e Santos (1996), que consideraram a maior variação dos padrões de mistura da coluna d'água como o fator responsável pelos maiores valores de diversidade

fitoplanctônica, durante o período de inverno, no reservatório de Barra Bonita. Segundo Jati (1998), o período de maior instabilidade da coluna d'água no reservatório de Barra Bonita favoreceu, expressivamente, os maiores valores de diversidade em relação ao verão, quando ocorreu a maior estabilidade da coluna d'água.

Sandes (1998), durante estudos de curta duração realizados no reservatório de Barra Bonita, verificou os maiores índices de diversidade associados aos períodos de maior instabilidade na coluna d'água. O autor ainda constatou a redução abrupta nos valores do índice de diversidade, durante os florescimentos de cianobactérias, principalmente de *Microcystis aeruginosa*, na camada superficial, o que segundo o autor, corroborou para a correlação negativa ($r = -0,506$, $n = 80$, $p < 0,01$) entre *M. aeruginosa* e o índice de diversidade de Shannon. Estudos de curta duração realizados por Santos (1996) também no reservatório de Barra Bonita, verificaram que durante o curto período de verão, a dominância de *Microcystis* contribuiu com os menores valores do índice de diversidade, quando comparados com os meses de inverno no local, período em que os efeitos da turbulência na coluna d'água foram mais pronunciados.

Ramirez (1996), durante um estudo realizado no Lago das Garças (São Paulo - SP), verificou que as variações na diversidade estavam associadas às mudanças sucessionais, de modo que o comportamento sazonal da diversidade esboçou uma tendência de sucessão do fitoplâncton. Estudos realizados Romo e Miracle (1995), em lagos polimíticos eutrofizados de regiões temperadas, demonstraram a definida função dos distúrbios periódicos sobre os resultados de sucessão fitoplanctônica. De acordo com Sommer *et al.* (1993), existe uma relação direta entre a diversidade fitoplanctônica e os efeitos de distúrbios no ecossistema, em que a diversidade tende a aumentar com o aparecimento de distúrbios, e diminui com o aumento da estabilidade no sistema. Para Reynolds *et al.* (1993), a redução na incidência dos distúrbios permite o equilíbrio dinâmico na comunidade fitoplanctônica, manifestado normalmente pela freqüente dominância por uma, mas, em alguns casos, não mais do que três espécies.

Os menores valores de diversidade encontrados neste estudo, geralmente, ocorreram durante o mês de fevereiro de 2003, para a maioria dos reservatórios do rio Tietê, exceção apenas para o reservatório de Barra Bonita, que registrou 4 Bits/ind.. Nesta ocasião, foi constatada a dominância da classe Chlorophyceae em até 90% do total, sendo estas representadas principalmente pelas espécies *Botryococcus braunii* e *Coelastrum reticulatum*, com densidades numéricas variando de 300.000 a 1.300.000 org./L, respectivamente. Lima (2004), em estudos neste sistema, verificou que os menores índices de diversidade, valores abaixo de 0,70 Bits/ind., foram observados durante o mês de maio de 2000, período este em que ocorreu a domínio das

cianobactérias nos reservatórios (acima de 90%), representadas por espécies como *Pseudoanabaena mucicola* e *Pseudoanabaena sp.*

A presença de altas densidades de indivíduos de uma mesma espécie tende a promover a redução nos valores de diversidade para o ambiente em que estes se situam. Alguns estudos têm relacionando a dominância de cianobactérias, em especial de *Microcystis aeruginosa*, associada a menores valores de diversidade em períodos de estabilidade da coluna d'água (REYNOLDS, 1993; ARAUZO e COBELAS, 1994; CALIJURI e SANTOS, 1996; BEYRUTH *et al.*, 2000). Estudos realizados por Bouvy *et al.* (1999), no reservatório do Ingazeiro (PE), demonstraram baixos valores de diversidade (valores médios de 0,33 a 0,29 Bits/ind.), em razão da dominância, com altas densidades, de cianobactérias como *Cylindrospermopsis raciborskii*, neste reservatório. Costa (2003) descreveu uma situação semelhante em um reservatório eutrófico no sertão do Rio Grande do Norte, em que baixos valores de diversidade (0,37 a 1,97 Bit/ind.) foram observados. Segundo Costa (*op. cit.*), a baixa diversidade foi em decorrência da dominância e elevados valores de densidade de cianobactérias, representadas principalmente pelas espécies *Aphanizomenon sp.*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis spp.* (*M. aeruginosa*, *M. panniforme*, *M. novaceki* e *M. protocystis*), durante todo o ciclo anual de estudo neste ambiente.

Os resultados referentes à matriz de similaridade entre as comunidades fitoplanctônicas, nos reservatórios do rio Tietê, revelaram que esta foi maior nos meses de fevereiro, junho e outubro de 2003, e menor nos meses de novembro de 2002 e abril de 2003. Geralmente, os reservatórios mais próximos entre si obtiveram os maiores valores de similaridades registrados. Eventualmente, casos de exceção a este padrão foram encontrados, como o observado para os reservatórios de Bariri e Três Irmãos em fevereiro de 2003, ambientes em que foi registrado o maior valor de similaridade para o estudo, com 84%. Este fato é explicado pela ocorrência expressiva de representantes da classe Chlorophyceae, em especial *Botryococcus braunii*, em ambos ambientes, que representou 51% da similaridade encontrada. Um outro caso semelhante foi observado em abril de 2003, entre os reservatórios de Barra Bonita e Promissão, com 36% de similaridade associados entre si (segunda maior valor para este mês), sendo que 30% desta similaridade esteve associada aos representantes da classe Cyanophyceae, com destaque a *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Os resultados encontrados durante o estudo, para a matriz de similaridade, demonstraram valores superiores quando comparados aos descritos por Lima (2004) neste sistema, que obteve o valor máximo de 62%, em outubro de 2000. Este fato pode estar relacionado à menor periodicidade de coletas realizadas (4 no total), e a um maior número de ambientes amostrados (19 pontos amostrais) por Lima (*op. cit.*) em

relação ao atual estudo, o que possivelmente contribuiu para uma maior variabilidade na composição da comunidade fitoplanctônica presente, promovendo assim uma redução nos valores de similaridade.

Apesar de poucos, os casos de menor similaridade registrados durante o estudo geralmente foram associados aos reservatórios mais distantes entre si, o que está condizente com o observado por Lima (2004) neste ambiente, que também verificou uma baixa similaridade entre os rios Tietê e Piracicaba, em relação aos pontos de amostragem no rio Paraná. Esta condição atual é justificável em vista das características peculiares que cada um destes ambientes apresenta ao longo do sistema. Logo, todas aquelas diferenças, em maior ou menor grau, refletem as particularidades de cada reservatório formado ao longo do rio, bem como aos usos das áreas de entorno daqueles ambientes, implicando assim em modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica. Sob este aspecto devem ser consideradas as interações entre as variáveis ambientais de cada reservatório e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica, além, é claro, das respostas das populações às funções de força naturais ou promovidas pela ação do homem.

5.6 Composição e distribuição espaço-temporal das florações de cianobactérias nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê

Nos últimos anos o crescimento demográfico, associado ao aumento nas atividades agrícolas e industriais, tem propiciado um acelerado processo de degradação nos ecossistemas aquáticos em diversos países, inclusive no Brasil (TUNDISI, 1999).

Uma rápida resposta que ocorre com a eutrofização é dada pela comunidade fitoplanctônica, que passa a apresentar uma redução da diversidade das espécies, porém, com um aumento considerável da biomassa entre algumas das espécies presentes. Nesses ambientes eutrofizados, têm sido observado um aumento da dominância de espécies de cianobactérias, visto que suas necessidades por nutrientes são maiores se comparadas às de outros grupos fitoplanctônicos. Conseqüentemente, tem sido cada vez mais comum a ocorrência de florações de cianobactérias, principalmente próximos aos centros urbanos (AZEVEDO *et al.*, 1994).

As cianobactérias são comumente encontradas em ecossistemas aquáticos eutróficos, uma vez que nestes ambientes estes organismos tendem a apresentar uma elevada biomassa em relação a outros grupos fitoplanctônicos. No entanto, Huszar *et al.* (1998) e Reynolds (1998) demonstraram que as cianobactérias podem também representar uma importante parte do fitoplâncton em ambientes não eutrofizados, em

regiões tropicais. Situações que corroboram esta potencialidade de ocupação e predomínio das cianobactérias em ambientes de estados tróficos variados estão apresentadas em trabalhos como os de Ferreira (1998), no reservatório de Jurumirim, SP, ambiente caracterizado como oligotrófico, em que se verificou a dominância de *Microcystis aeruginosa* durante o verão de 1994; e o reportado por Vieira (2002), no reservatório de Utinga, PA, ambiente classificado entre mesotrófico e oligotrófico, em que se constatou a presença de florescimentos de cianobactérias tóxicas durante um ciclo anual no local.

Para Paerl (1995), são inúmeros e complexos os fatores físicos e químicos que controlam a formação de florescimentos de cianobactérias planctônicas. Frequentemente, os fatores físicos são de extrema valia, pois determinam os gêneros e espécies que irão se estabelecer e dominar em ecossistemas específicos. Dentre estes fatores, destacam-se o tamanho e volume do sistema, tempo de residência da água (vazões), estabilidade da coluna d'água (estratificação) e transparência d'água (PAERL, *op. cit.*). Deste modo, períodos de prolongada estabilidade física (condições hidráulicas, meteorológicas e hidrológicas estáveis) são pré-requisitos para o desenvolvimento de populações formadoras de florações (REYNOLDS e WALSBY, 1975, REYNOLDS, 1980). Além disso, a disponibilidade de nutrientes, a temperatura e o pH da água são determinantes para o tamanho da população, supondo que exista uma previa estabilidade física no copo d'água (PAERL, *op. cit.*). Muitas das mudanças observadas na composição da comunidade fitoplanctônica podem ser consideradas como um reflexo da existência de estratégias das populações em resposta às condições impostas pelo ambiente (PAERL, 1995; REYNOLDS *et al.*, 2002).

De acordo com Steinberg e Hartmann (1988), deve haver um fator determinante para o crescimento de cianobactérias planctônicas em lagos, rios e reservatórios, o qual não leva em conta somente os efeitos dos nutrientes. O fator físico como a turbulência, alternativamente expresso como instabilidade da coluna d'água, pode representar este fator decisivo no predomínio e sucesso das cianobactérias. Para Reynolds e Walsby (1975) a instabilidade na coluna d'água constitui uma perturbação, podendo ser considerada um fator primordial no desenvolvimento de florações de cianobactérias em geral.

Aliados a estes parâmetros físicos e químicos estão a influência de fatores meteorológicos, como, por exemplo, o vento, precipitação e a intensidade luminosa, os quais podem também modificar a estrutura de comunidade fitoplanctônica (PAERL, 1988; PADISÁK, 1993; TOWNSEND *et al.* 1996), uma vez que estes fatores podem ser considerados de extrema importância no desencadeamento e crescimento de

florescimentos algais (BAJARIAS e RELOX, 1996; YAMAMOTO, 1997; GENTIEN *et al.*, 1997).

Alguns estudos realizados no Brasil têm demonstrado a importância dos fatores meteorológicos como a intensidade, e direção de ventos, e variações dos níveis de precipitação pluviométrica em áreas sujeitas à ocorrência de florações de cianobactérias (ODEBRECHT *et al.*, 1987; SANDES, 1990, 1998; BOUVY *et al.*, 1999, 2000; MINILLO *et al.*, 2000a; KAMOGAE, 2002; COSTA, 2003). Estas condições são de extrema importância, uma vez que podem atuar diretamente no grau de estagnação e/ou circulação da coluna d'água, bem como no deslocamento das manchas superficiais de florações ("patchiness") num determinado corpo d'água.

Trabalhos como os de George e Edwards (1976), Lanaras *et al.* (1989), Tundisi (1990), Roberts e Zohray (1992), Paerl (1995) e Sandes (1998), em lagos e reservatórios eutróficos, destacaram que durante a ocorrência de florescimentos de cianobactérias, densos acúmulos destas algas na superfície tornavam-se freqüentes, em condições de reduzida ação dos ventos, possivelmente em razão de efeitos de calmaria e baixa turbulência da coluna d'água.

Durante o estudo, florações mistas de cianobactérias foram encontradas em todas as amostras coletadas nos reservatórios do rio Tietê. Foi constatado um padrão de variação espacial na ocorrência e distribuição de algumas das espécies constituintes dos florescimentos ao longo dos reservatórios em cascata. Em geral, cianobactérias com formas coloniais, como representantes da ordem Chroococcales, como o gênero *Microcystis*, apresentaram sua predominância, com elevadas densidades, principalmente nos três primeiros reservatórios do sistema em cascata (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga); enquanto que representantes do grupo, com formas filamentosas, como espécies da ordem Nostocales, como *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis*, obtiveram sua dominância, com altas densidades de organismos, associados principalmente nos três últimos reservatórios do sistema Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos). Eventualmente, outros representantes da ordem *Oscillatoriales*, como *Pseudoanabaena sp.*, apresentaram ampla ocorrência nos reservatórios investigados, contudo, sua predominância, com altos valores de densidades, ocorreu principalmente nos três primeiros reservatórios do rio Tietê.

A ocorrência e distribuição de florações de cianobactérias nos reservatórios do rio Tietê estiveram diretamente associadas à combinação de variáveis físicas e químicas encontradas durante o estudo. Fatores ambientais, como temperaturas elevadas (acima de 20 °C), pH levemente alcalino (7 a 10), fósforo total entre 20-239 µg/L e razões NT/PT total 3 a 20, promoveram condições propícias para o crescimento e manutenção das florações de cianobactérias nos reservatórios do rio Tietê durante o

estudo. Estes resultados, de modo geral, estão em concordância com o padrão reportado por Huszar *et al.* (2000) e Sant'anna e Azevedo (2000), durante estudos realizados em diversos reservatórios brasileiros, sob condições de eutrofia e hipertrofia. Estas condições encontradas também estão próximas às descritas por Mur *et al.* (1999), Jacoby *et al.* (2000), Kotak *et al.* (2000) e Zurawell *et al.* (2005), numa revisão realizada sobre os principais fatores ambientais condicionantes na formação e manutenção de florações de cianobactérias em ambientes limnéticos.

Durante a ocorrência dos florescimentos de cianobactérias no rio Tietê, pode-se constatar que algumas espécies do gênero *Microcystis*, com destaque para a *M. aeruginosa*, obtiveram sua dominância, com elevada densidade de organismos, nos três primeiros reservatórios do sistema em cascata. Esta distribuição espacial preferencial do gênero *Microcystis* em relação a outras cianobactérias nos reservatórios investigados pode estar relacionada à combinação de condições físicas e químicas propícias e fatores meteorológicos ocorridos nestes ambientes. Os altos valores registrados para as concentrações de nutrientes, temperaturas, pH, bem como a estabilidade nas camadas superficiais da coluna d'água, podem ter favorecido o crescimento e acúmulo de diferentes espécies de *Microcystis* nestes primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga). Essa combinação de fatores é corroborada por Steinberg e Hartmann (1988); segundo estes autores, num limiar de fósforo total acima de 10 µg/L, o desenvolvimento desta cianobactéria pode ser descrito por fatores físicos, como a estabilidade da coluna d'água.

Microcystis aeruginosa é uma das espécies cosmopolitas de maior sucesso entre as cianobactérias planctônicas, sendo seu ciclo anual e dinâmica populacional muito bem documentados em lagos eutróficos temperados (REYNOLDS *et al.*, 1980). No Brasil, esta espécie apresenta ampla distribuição, formando florações por todo o território nacional nos últimos anos (ODEBRECHT *et al.*, 1987; ZAGATTO e ARAGÃO, 1992; AZEVEDO *et al.*, 1994; YUNES *et al.*, 1996; NOBRE, 1997; HIROOKA *et al.*, 1999; MATTHIENSEN *et al.*, 1999; SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000; MURAKAMI *et al.*, 2001; VIEIRA, 2002; COSTA, 2003).

Segundo Kromkamp *et al.* (1989), *Microcystis aeruginosa* é uma espécie que possui um sistema eficiente para regular sua densidade, que aumenta em presença de luz e na deficiência de fósforo, e decresce na obscuridade e em caso de saturação de fósforo. Logo, por estas razões, ela é particularmente competitiva em lagos ricos em nutrientes, que apresentam separação vertical entre a zona eufótica exaurida de nutrientes e um zona mais profunda, com nutrientes inorgânicos mais abundantes.

O sucesso de cianobactérias em sistema aquáticos é atribuído a diversos fatores, sendo que o domínio e a superioridade numérica de alguns representantes deste

grupo, sobretudo de *Microcystis*, em ambiente como lagos, rios e reservatórios, está fundamentado em atributos comuns para este gênero, que vão desde a competição por nutrientes (HYENSTRAND *et al.*, 1998), melhor absorção de carbono (SHAPIRO, 1990,1997), produção de substâncias tóxicas (REYNOLDS *et al.*, 1980), capacidade de minimizar sua mortalidade por meio de imunidade à pastagem do zooplâncton (PORTER, 1973; FULTON, 1988; FULTON e PAERL, 1987), capacidade de permanecer na superfície durante períodos de estabilidade física (REYNOLDS *et al.*, 1987), presença de pigmentos acessórios que minimizam a fotooxidação e possibilitam melhor utilização de luz em águas túrbidas (BOWLING, 1994), além da tolerância à exposição da radiação ultravioleta (PAERL *et al.*, 1983, 1985).

Durante o estudo, as razões NT/PT entre os reservatórios do rio Tietê apresentaram variações entre 3:1 e 20:1. Os valores encontrados estão próximos aos níveis descritos como ideais, entre 10:1 e 16:1, para o crescimento e formação de florações de cianobactérias (PEARSON, 1990). No entanto, estudos realizados por Sant'anna *et al.* (1997) e Huszar *et al.* (2000) apontaram razões N/P próximas e superiores (como 19:1 e 39:1, respectivamente) às apresentadas neste estudo, durante a ocorrência de florações de *Microcystis spp* (*Microcystis aeruginosa* e *M. lamelliforme*) no Lago das Garças (SP).

Os valores encontrados para razão NT/PT no presente estudo estão em concordância com os resultados apresentados por Yunes *et al.* (1998), obtidos durante um estudo realizado na Lagoa dos Patos (RS), sobre florações tóxicas de *M. aeruginosa* e suas associações a efeitos no balanço de nutrientes e fatores físicos. Neste estudo, os autores destacam razões N/P de 13:1, além de alguns parâmetros físicos, como condicionantes das altas biomassas de *M. aeruginosa* durante o verão e o outono de 1994, e no verão de 1995.

Segundo Shapiro (1990), uma razão NT/PT baixa é um dos fatores que levam à dominância das cianobactérias sobre os demais grupos fitoplanctônicos. No entanto, para Smith (1983), a razão NT/PT não é suficiente para explicar a presença ou ausência de cianobactérias em todos os lagos e reservatórios por ele estudado, já que em muitos deles estas razões foram < 29 e a dominância foi de outras algas que não as cianobactérias.

Embora seja reconhecida a importância da razão NT/PT na determinação da composição de espécies da comunidade fitoplanctônica natural, especialmente sobre o crescimento e domínio das populações de cianobactérias (TILMAN *et al.*, 1982; SOMMER, 1985; MAKULLA e SOMMER, 1993), pode-se também deduzir que a dominância destas diferentes espécies de *Microcystis*, principalmente nos primeiros reservatórios do Sistema Tietê, talvez esteja também associada à elevada

disponibilidade das formas nitrogenadas inorgânicas, com destaque para o íon amônio, visto que muitas das espécies de *Microcystis* demonstram preferência para a assimilação deste nutriente em relação a outras formas nitrogenadas, quando presentes no ambiente (KAPPERS, 1984)

Blomqvist *et al.* (1994) comentam que o sucesso de cianobactérias não fixadoras de nitrogênio (como *Microcystis aeruginosa*) é influenciada diretamente pela forma inorgânica de nitrogênio presente no ambiente, visto que algumas destas espécies são capazes de reduzir o nitrato a amônio, mesmo quando estes se encontram em grandes concentrações ($> 20 \mu\text{g/L}$) no meio. Wheeler e Kirchman (1986) acreditam que os organismos procariontes, em geral, usem o nitrato somente quando todas as outras fontes de nitrogênio estiverem exauridas. Este comportamento pode indicar que a redução do nitrato nos sistemas enzimáticos é ineficiente ou impliquem em altos custos energéticos, ou mesmo que as enzimas das algas procariontes são menos eficientes do que as enzimas das algas eucariontes no processo de redução do nitrato até amônio, levando assim à baixa competitividade por nitrato (BLOMQVIST *et al.*, *op. cit.*)

Kappers (1984), durante experimentos laboratoriais realizados com culturas de *M. aeruginosa*, demonstrou que este organismo prefere o íon amônio ao nitrato como fonte de nitrogênio e destacou que, por causa de sua baixa taxa de assimilação de nitrato, esta espécie poderia ser menos competitiva que outros organismos fitoplanctônicos, em ambientes ricos em nitrato.

Jacoby *et al.* (2000) associaram o sucesso de *Microcystis* sobre as demais cianobactérias no Lago Steilacoom, Washington (EUA), às baixas razões N/P, nitrato e às concentrações mínimas suficientes de amônio registradas no local. Segundo Marinho e Azevedo (2000), a substituição de diatomáceas (*Aulacoseira distans*) por cianobactérias (especialmente *Microcystis aeruginosa*), assim como o domínio desta última classe na comunidade fitoplanctônica, no reservatório de Juturnaíba (RJ), estiveram diretamente associados às baixas razões N/P. Estes autores atribuem a redução na razão N/P como conseqüência da elevada capacidade e taxa de absorção de N e P pelas cianobactérias, o que poderia assim explicar o sucesso desta alga em crescer mesmo sob baixas disponibilidades de nutrientes (sobretudo nitrogênio) no ambiente.

Branco e Senna (1994, 1996b), ao discorrerem sobre vários fatores desencadeadores do aumento na ocorrência de florações de *Microcystis aeruginosa* no reservatório Paranoá (DF), apontaram fatores como as altas concentrações de compostos nitrogenados e a elevada alcalinidade total registradas ao final da estação seca, como responsáveis pela alta biomassa desta alga. Segundo estes autores, a estação seca demonstrou condições eutróficas mais acentuadas em razão da menor

diluição e entrada de nutrientes, além do início de formação de estratificação da coluna d'água. A estratificação da coluna d'água, em combinação com altas concentrações de nutrientes, em especial ao íon amônio (cujo valor foi três vezes superior ao registrado no período de chuvas), somados ao decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido, poderiam ter gerado condições propícias para a formação de florescimentos de *M. aeruginosa* neste reservatório.

Estudos realizados por Goodwin (1997), no reservatório da Pampulha (MG), apontaram uma relação negativa entre a abundância de *Microcystis viridis* com as concentrações de nitrato na água. Porém, este mesmo autor não encontrou nenhuma relação direta com a concentração de amônio.

Nogueira (1997) constatou, durante estudos realizados no Lago das Garças (SP), correlações negativas e altamente significativas entre as concentrações dos íons amônio e nitrato com a densidade de células de *Microcystis aeruginosa*. Para o autor, a redução nas concentrações de nitrato poderia estar indicando o consumo por outras algas (eucariontes) presentes no sistema, ou mesmo que a espécie estudada (*M. aeruginosa*) estaria consumindo este nutriente, ainda que esta não seja sua fonte preferencial de nitrogênio, conforme descrito por Kappers (1984).

Os estudos realizados por Rückert e Giani (2004), com culturas de *M. viridis* expostas a diferentes fontes nitrogenadas (NH_4 , NO_3 , $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$), demonstraram um crescimento (número de células) semelhante entre os tratamentos testados. No entanto, os autores destacaram que as cepas expostas exclusivamente ao íon amônio obtiveram um crescimento mais acelerado, quando comparadas às demais formas nitrogenadas testadas. Segundo os autores, esta condição é explicada pela maior taxa de absorção e assimilação do íon amônio em relação ao nitrato. Estes resultados confirmam a hipótese de que *Microcystis viridis* poderia ser capaz de assimilar o nitrato no reservatório da Pampulha (MG), igualmente, quando o íon amônio é detectado em elevadas concentrações. Consequentemente, as cianobactérias poderiam estar competindo com as algas eucarióticas por nitrato, visto sua maior destreza para o rápido uso do íon amônio, quando o nitrato não estiver disponível no ambiente, permitindo, deste modo, o repentino aumento de suas populações durante o desenvolvimento das florações.

Eventos meteorológicos também possuem forte influência sobre a hidrodinâmica e estrutura da composição das comunidades aquáticas, principalmente por meio da interferência no balanço de nutrientes (BEYRUTH *et al.*, 1997). Distúrbios físicos, como efeitos turbulentos na coluna d'água, podem ser responsáveis pela sucessão, riqueza, diversidade e equitabilidade do fitoplâncton em lagos rasos polimícticos, por meio de aumentos ou reduções nas taxas de crescimento (PADISÁK, 1993). Para Reynolds

(1980), mudanças diárias na estratificação térmica e misturas em lagos tropicais podem favorecer a dominância de *Microcystis*.

Durante o estudo, foram constatados casos de estratificação térmica nas camadas superiores da coluna d'água, nos três primeiros reservatórios do rio Tietê. Este fato pode estar associado à menor intensidade dos ventos incidentes nestes reservatórios, visto os baixos valores registrados na estação meteorológica de Jaú, o que tornou a circulação da água mais restrita, possibilitando, assim, uma maior estabilidade nas porções superiores da coluna d'água nestes ambientes. Os perfis verticais de temperatura da água, registrados nos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga durante as coletas dos meses de novembro/2002, fevereiro/2003 e abril/2003, demonstraram claramente este efeito de maior estabilidade na superfície da coluna d'água (0,5 a 2 m), com a presença de microestratificações nestas camadas. O efeito de maior estabilidade nos estratos superiores da coluna d'água, combinados às condições nutritivas do local, poderiam ter propiciado condições para a formação e acúmulo das florações de cianobactérias, em especial de *Microcystis spp*, no corpo principal destes reservatórios.

Eventualmente, foram verificados casos semelhantes de estratificação térmica nas camadas superficiais da coluna d'água, nos três últimos reservatórios do Sistema Tietê, durante os meses de novembro de 2002, e nos meses de fevereiro, abril, junho e outubro de 2003. Conseqüentemente, foi observada a dominância compartilhada, durante os florescimentos, entre cianobactérias das espécies *Microcystis spp*, *Pseudanabena sp* e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

O padrão observado quanto ao domínio de *Microcystis spp* nos primeiros reservatórios do rio Tietê, de modo geral, está em concordância com os resultados encontrados por Sandes (1990, 1998) nestes locais (Barra Bonita e Bariri). Segundo a autora, a ação de ventos foi fator primordial para a concentração e deslocamento dos florescimentos de cianobactérias, em especial de *Microcystis aeruginosa*, no corpo central dos reservatórios.

Trabalhos como os de Calijuri e Santos (1996), Dos 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. De forma semelhante ao reportado por Ganf (1976) *apud* Santos e Calijuri (1998), a presença de *Microcystis* no Lago George, Uganda (África), nos estratos superiores da coluna d'água, esteve diretamente associada à frequência de alterações diárias entre microestratificações e misturas superficiais.

A turbulência na coluna d'água em várias escalas, magnitudes e duração pode ser um agente determinante do crescimento do fitoplâncton e da composição da comunidade (Paerl, 1995). Segundo Reynolds e Walsby (1975) e Paerl (1988), esse mesmo fator pode ser determinante da dominância por cianobactérias, com e sem heterocisto, uma vez que muitas destas espécies (*Microcystis* e *Anabaena*) podem regular a flutuabilidade, o que vai assegurar uma ótima posição da alga na coluna d'água (PAERL, 1988, 1995).

Estudos realizados por George e Edwards (1976), em um reservatório eutrófico, demonstraram, em várias ocasiões, que ventos com velocidades menores que 0,5 m/s (condições calmas de vento) provocaram um denso acúmulo de *Microcystis* nas camadas superficiais do local. A densidade de *Microcystis* permaneceu elevada enquanto a coluna d'água esteve submetida a ventos com velocidades entre 1 e 3 m/s, consideradas pelos autores como ventos moderados, em que houve baixa turbulência. Algas com adaptações para flutuação, como *Microcystis*, ainda acumulavam-se próximas da superfície. Em situações de ventos com velocidades de 4 a 8 m/s, ocorreu aumento da turbulência, com desaparecimento de estratificação vertical e com a manutenção residual de algumas algas na superfície.

Durante o presente estudo, pode-se constatar que os valores médios da intensidade dos ventos registrados na estação medidora de Jaú, que é a mais próxima aos três primeiros reservatórios do rio Tietê, foram relativamente baixos se comparados com as das outras duas estações (Araçatuba e Auriflamma). Logo, se for considerado que a posição geográfica dos três primeiros reservatórios e que a direção do eixo principal coincidem com a direção do vento predominante da região (SE) (ARANHA, 1990; SANDES, 1998), é provável que a circulação horizontal tenha contribuído para aumentar a velocidade da corrente superficial, favorecendo também o carreamento de material superficial (florações de cianobactérias) em direção ao reservatório.

De acordo com Sandes (1998), a predominância de ventos de leste e sudeste, com velocidades entre 0,9 e 3 m/s, respectivamente, no reservatório de Barra Bonita, possibilitaram o transporte e grande adensamento de cianobactérias, principalmente de *Microcystis aeruginosa*, da região montante em direção à barragem. Aranha (1990) constatou, em um estudo de curta duração realizados neste mesmo reservatório, que a atuação do vento de sudoeste, com velocidade entre 0,7 e 2,7 m/s, contribuiu para o transporte de material de superfície (florações de cianobactérias) em direção à barragem; porém, este mesmo autor destacou que a mudança de ventos para o quadrante noroeste promoveu o deslocamento desse material superficial (cianobactérias) de volta à porção superior à montante deste reservatório.

Estudos realizados por Odebrech *et al.* (1987), com florações de *Microcystis* ocorrentes na Lagoa dos Patos (RS), constataram que a formação e duração dos eventos de floração foram governados por condições nutritivas propícias, em associação com a ação de ventos fracos (3,6 m/s), advindos do quadrante sudoeste. Segundo Odebrech *et al.* (*op. cit.*), a ação de ventos no local interferem no grau de mistura da coluna d'água, tornando-se um importante fator para o crescimento e variações sazonais das espécies de *Microcystis* que venham a ocorrer naquele local. Uma constatação semelhante, nesta mesma localidade, foi apresentada por Minillo *et al.* (2000a) em um estudo sobre a ocorrência de florações de *Microcystis aeruginosa*, no qual verifica-se a forte influência de condições meteorológicas adversas, como raros dias de calmaria, com ventos fracos e, principalmente, redução das chuvas na região, como um dos principais fatores meteorológicos responsáveis pela ocorrência das florações.

Para 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. De acordo com Calijuri e Santos (1996), a estratificação da coluna d'água e a precipitação ocorrida durante o verão de 1994 no reservatório de Barra Bonita foi um dos fatores decisivos para o domínio e presença de florações de *Microcystis*.

Durante o estudo, pode-se constatar o predomínio e elevadas densidades de cianobactérias da ordem *Nostocales*, como *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis*, nos últimos reservatórios do sistema Tietê. O domínio destes gêneros durante os florescimentos registrados nos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos podem estar relacionados além dos parâmetros ambientais e físicos favoráveis, como altos valores de pH e temperatura, maior estabilidade nos estratos superficiais da coluna d'água (0,5 a 2 m) e maior tempo de retenção da massa d'água, a uma possível limitação nutricional ocorrida nestes ambientes.

Este padrão de predomínio do gênero *Cylindrospermopsis* nos últimos reservatórios do rio Tietê, de modo geral, está em concordância com os resultados encontrados por Barbosa *et al.* (1999), durante estudos realizados nestes sistemas. Segundo estes mesmos autores, a elevada densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* observada a partir do reservatório de Nova Avanhandava, estaria condicionada às características ambientais, bem como a uma redução na concentração dos nutrientes, especialmente das formas nitrogenadas.

De acordo com observações feitas por Amand (2002), *Cylindrospermopsis* tem assumido grande destaque na literatura mundial existentes sobre cianobactérias, devido a sua ampla capacidade de ocupar diferentes habitats aquáticos, competindo habilmente pelos mesmos recursos utilizados por outras espécies fitoplanctônicas nativas estáveis nestes ecossistemas.

Dados reunidos numa revisão feita por Padisák (1997) sugerem que informações sobre o gênero *Cylindrospermopsis* são ainda muito recentes, e que sua dispersão pelo mundo também vem ocorrendo há pouco tempo. Por outro lado, sua capacidade de adaptação a diferentes ambientes é bastante elevada, com ocorrências descritas desde reservatórios oligotróficos, de regiões subtropicais, a lagos tropicais hipereutróficos (PADISÁK, *op. cit.*).

O sucesso da ocorrência de *Cylindrospermopsis* em todo o mundo pode ser atribuído a diversas razões, entre elas a sua habilidade de flutuar, o que lhe permite explorar diferentes estratos da coluna d'água; o baixo requerimento de luz; a alta taxa de assimilação de amônia; capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico; alta afinidade pelo fósforo e grande capacidade de estoque deste elemento; e finalmente a resistência à predação pelo zooplâncton (PADISÁK, 1997).

No Brasil, uma revisão feita por Sant'anna e Azevedo (2000) sobre cianobactérias potencialmente tóxicas em diferentes regiões do país, apontam o gênero *Cylindrospermopsis* como o mais invasor e comum em florescimentos nas regiões tropicais e subtropicais brasileiras. A presença cada vez mais freqüente de florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* em reservatórios brasileiros tem tornado esta espécie um dos mais importantes componentes das comunidades fitoplanctônicas (BRANCO e SENNA, 1991, 1994; SOUZA *et al.*, 1998; BOUVY *et al.*, 1999, 2000; JARDIN *et al.*, 1999; KOMÁRKOVÁ *et al.*, 1999; HUSZAR *et al.*, 2000; SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000; BRESSAN *et al.*, 2001; COSTA, 2003; TUCCI e SANT'ANNA, 2003).

Ao acompanharem a variação sazonal de *C. raciborskii* no rio Pequeno, braço do reservatório Billings (SP), Souza *et al.*, (1998) inferiram que o desenvolvimento desta espécie foi favorecido por valores elevados de temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido e a baixa dureza da água no local. Estas condições foram semelhantes às descritas no presente estudo, exceção apenas para a dureza da água, que não foi mensurada. Estas mesmas condições também mostraram-se compatíveis com as reportadas em outros trabalhos, como no Lago Paranoá (DF) e Lago das Garças por Branco e Senna (1994) e Tucci e Sant'anna (2003), respectivamente, durante a ocorrência de florações de *C. raciborskii*.

Branco e Cavalcanti (1999) discutiram sobre a elaboração de diferentes hipóteses para explicar a dominância de *C. raciborskii* no reservatório Paranoá (DF).

Estas hipóteses, argumentadas inicialmente por Pinto-Coelho e Giani (1985), Alvez *et al.* (1988), Starling (1989) e Branco e Senna (1994, 1996b), incluíam alguns fatores como migração na coluna d'água, fixação de nitrogênio atmosférico e resistência à herbivoria do zooplâncton como prováveis motivadores da dominância de *C. raciborskii* neste reservatório. Com relação à migração na coluna d'água, sabe-se que os aerótopos presentes nas células de *C. raciborskii* possibilitam a sua movimentação na zona eufótica, dependendo das condições metabólicas das células (PADISÁK, 1997).

Durante o estudo, a hipótese em que se associa a migração de *C. raciborskii* na coluna d'água, nos reservatórios do rio Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos), não pode ser descartada, uma vez que a dominância desta espécie se fez presente tanto naquelas amostras coletadas na superfície (nos arrastos horizontais com redes), como naquelas obtidas em camadas mais profundas (por meio de bomba de sucção integrando-se toda coluna d'água) nestes ambientes. Uma situação semelhante foi descrita por Tucci e Sant'anna (2003) no Lago das Garças (SP), em que a dominância de *C. raciborskii* estaria associada a sua capacidade migratória, mesmo durante períodos de elevada estratificação do ambiente, inclusive em baixas profundidades na camada de mistura, porém dentro da zona eufótica.

Dentre os outros fatores discutidos na literatura que justificam o desenvolvimento e a dominância de *C. raciborskii* nos ambiente aquáticos, alguns não foram observados durante o presente estudo. Entre eles estão a herbivoria e a fixação de nitrogênio atmosférico.

Quanto à herbivoria, esta não foi avaliada no presente estudo, embora na literatura seja argumentado que as cianobactérias, em geral, costumam ser normalmente evitadas em razão das suas elevadas dimensões, além de que os organismos zooplanctônicos têm preferência por grupos fitoplanctônicos mais palatáveis, principalmente clorofíceas e criptofíceas (BRANCO e SENNA, 1994; PADISÁK, 1997). Estudos realizados por Fulton (1988), avaliando a herbivoria do zooplâncton sobre algas filamentosas (cianobactérias, diatomáceas e clorofíceas), mencionam a preferência alimentar de *Daphnia pulex* e *D. pavula* sobre diatomáceas, como *Aulacoseira granulata*. Este mesmo padrão foi observado por Güntzel (2000), durante estudos realizados nos reservatórios do rio Tietê, em que se constatou a abundância de *D. gessneri* nos reservatórios do rio Tietê, em 1979, quando o menor grau de eutrofização e a mistura da água poderiam ter propiciado o predomínio de Baccillariophyceae filamentosas, principalmente do gênero *Aulacoseira*. Além disso, Güntzel (*op. cit.*) destaca esta mesma espécie zooplanctônica como a mais abundante, em 1998, nos reservatórios do Sistema Tietê, onde não foram observados florações de *Microcystis*, ou mesmo quando as cianobactérias obtiveram participação quase

desprezível na fitoplâncton. Güntzel (*op. cit.*) considera que a massiva presença de cianobactérias nos reservatórios do rio Tietê, juntamente com outros aspectos como as modificações na disponibilidade de alimento, no tipo de habitat ou na qualidade da água, controladas pelo “continuum” trófico, poderiam estar promovendo modificações na composição e densidade dos três grupos zooplânctônicos (Copepoda, Cladocera e Rotifera) que ocorrem neste sistema.

Estudos realizados por Lampert (1987), sobre a interação entre zooplâncton e cianobactérias, demonstraram a ausência de grandes dafinídeos na presença de colônias ou filamentos de cianobactérias do fitoplâncton, sendo constatada que várias espécies de zooplâncton apresentaram casos de inibição alimentar e aumento da mortalidade, quando expostas as cianobactérias. No entanto, uma situação inversa foi descrita por Yoo *et al.* (1995), em que algumas espécies de rotíferos e *Daphnia* foram capazes de se alimentar de cianobactérias tóxicas sem serem afetadas.

Desta forma, o efeito tóxico promovido por algumas cianobactérias poderia estar sendo refletido pela ausência ou mesmo redução de alguns grupos zooplânctônicos no ambiente impactado por estes florescimentos, como mencionado por Costa *et al.* (2004) e Ferrão-Filho *et al.* (2004), durante ensaios ecotoxicológicos com *C. raciborskii* e seus efeitos em organismos zooplânctônicos. Os autores verificaram que diferentes espécies de zooplâncton respondem de maneira distinta à presença desta cianobactéria, sendo observado efeitos como paralisia e letalidade de *Daphnia pulex* e *Moina micrura* na presença desta cepa tóxica.

Uma outra hipótese, que poderia explicar o domínio de *C. raciborskii* durante eventos de florescimentos nos últimos reservatórios do rio Tietê, foi apresentada por Branco e Cavalcanti (1999) no Lago Paranoá, DF, em que se faz menção à capacidade desta espécie de fixar o nitrogênio atmosférico. Esta hipótese pode ser descartada para o presente estudo, como explicação para a dominância de *C. raciborskii* nos ambientes em que foram registrados, visto que um pequeno número dos tricomas (10%) desta espécie continha a presença de heterocitos. Logo, a ausência de heterocitos, nos tricomas analisados de *C. raciborskii* coletados nos reservatórios do Sistema Tietê, é justificável pelo fato do nitrogênio não ter sido um elemento limitante nestes ambientes, sobretudo na forma do íon amônio, que é considerada uma forma preferencial de absorção de nitrogênio por esta espécie (ISTVÁNOVICS *et al.*, 2000).

Uma situação semelhante a esta, com baixo percentual de heterocitos por tricomas de *C. raciborskii* em um local com altas concentrações de nitrogênio, foi observada em estudos realizados em diferentes regiões no país, como os de Branco e Senna (1994) no Lago Paranoá (DF), Huszar *et al.* (2000), em açudes na região nordeste, Bouvy *al.* (1999, 2000) e Costa (2003) em reservatórios rasos no semi-árido

de Pernambuco e Rio Grande do Norte, respectivamente, e finalmente o de Tucci e Sant'anna (2003), no Lago das Garças (SP)

A dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* nos últimos reservatórios do rio Tietê durante este estudo está em concordância com o observado por Branco (1991) *apud* Talamoni (1995) no reservatório Paranoá, DF. O autor sugeriu que a dominância de *C. raciborskii* seria favorecida por um conjunto de fatores, como: período prolongado de estratificação na época chuvosa provocando a depleção de nutrientes no epilimnio, maiores valores de pH e temperatura, ausência de herbivoria pelo zooplâncton, capacidade de migração na coluna d'água e fixação de nitrogênio e longo tempo de retenção da massa d'água.

Uma outra possível explicação para o desenvolvimento e manutenção dos florescimentos de *C. raciborskii*, sobretudo nos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos, poderia estar associada à maior estabilidade na camada superficial (0,5 a 2 m) da coluna d'água, bem como a uma limitação nutricional ocorrida nas água destes reservatórios, se comparado aos demais durante o estudo. Embora os registros de vento, nas estações medidoras de Araçatuba e Auriflora, tenham sido maiores (>6 m/s), quando comparados aos valores da estação de Jaú, estes representam a média daquelas semanas em que foram realizadas as coletas, logo, é justificável que durante o dia das coletas possam ter sido mantidas condições propícias, como ventos de menor intensidade (ventos < 6 m/s), formando estratificação nas camadas superficiais da coluna d'água destes reservatórios.

Uma situação similar foi descrita por Branco e Senna (1994) e Souza *et al.* (1998) no reservatório de Paranoá, DF, e no Rio Pequeno (braço do reservatório Billings), SP, respectivamente, quando foi registrada a dominância de *C. raciborskii*, com altas densidades, durante ocasiões de elevada estratificação na coluna d'água destes ambientes.

Saker e Griffiths (2001), durante um estudo realizado no Lago Julius, Queensland (Austrália), apontaram o domínio de *Cylindrospermopsis raciborskii*, com altas concentrações de organismos, associada aos períodos de elevada estabilidade na coluna d'água. Outros estudos realizados em regiões tropicais e subtropicais, também constataram esta forte relação entre a abundância de *C. raciborskii* e a estabilidade na coluna d'água, a exemplo do que foi observado no Lago Naivasha (KALFF e WATSON, 1986), no Lago Valencia (LEWIS, 1986), no Lago Victoria (KOMÁREK e KLING, 1991), e no Reservatório Solomon (HAWKINS e GRIFFITHS, 1993).

Conforme mencionado anteriormente, uma possível limitação nutricional ao longo dos reservatórios em cascata poderia ter contribuído para este arranjo e distribuição espacial entre as diferentes espécies de cianobactérias durante os eventos de floração.

Esta argumentação é sustentada pelo fato da maioria dos parâmetros físicos e químicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido da água), além das condições de estabilidade superficial na coluna d'água (baixa turbulência), analisados entre os reservatórios do rio Tietê, terem apresentado semelhanças entre si durante grande parte do estudo, enquanto que a concentração de nutrientes disponíveis na água não apresentou esta mesma tendência, ao longo da série de reservatórios em cascata, durante as ocasiões de coleta.

Dentre os nutrientes investigados, os baixos valores para o fósforo, principalmente as formas de ortofosfato registradas nos últimos reservatórios do rio Tietê, poderiam ter limitado a ocorrência de *Microcystis spp*, ocasionando uma redução na frequência e predominância de suas espécies nestes ambientes e que, por outro lado, poderia ter favorecido o maior desenvolvimento e predomínio de *C. raciborskii* nos florescimentos registrados nestes locais. Esta argumentação é válida, visto a grande versatilidade de *C. raciborskii* na ocupação de ambientes, mesmo quando estes encontram-se exauridos por fósforo (ISTVÁNOVICS *et al.*, 2000).

A existência de diferentes razões de nutrientes, a exemplo do nitrogênio e fósforo, podem explicar o padrão de distribuição das espécies fitoplanctônicas em um determinado ecossistema aquático. Segundo Hecky e Kilman (1988), o fósforo é tido com principal elemento controlador da produção fitoplanctônica em ambientes continentais, em regiões temperadas e tropicais, em razão da sua influência direta no aumento da biomassa dos organismos. Para Elser *et al.* (1990) e Downing *et al.* (1999), tanto o fósforo quanto o nitrogênio atuam como fatores condicionantes no crescimento do fitoplâncton. Entretanto, alguns estudos demonstram que os grupos fitoplanctônicos, especialmente as cianobactérias não fixadoras de nitrogênio (como *Microcystis*), são conhecidas por sua maior eficiência na competição por nitrogênio do que por fósforo (TILMAN *et al.*, 1982; SMITH, 1983; GIANI e DELGADO, 1997; HYENSTRAND *et al.*, 1998). A influência de fatores como a temperatura e a intensidade luminosa pode interagir na eficiência das cianobactérias quanto à assimilação destes nutrientes (TILMAN *et al.*, 1982; RÜCKERT e GIANI, 2004).

Segundo Istvánovics *et al.* (2000), muitas das espécies de cianobactérias capazes de fixar o nitrogênio atmosférico tendem a apresentar uma maior afinidade pelo fósforo do que aquelas espécies não fixadoras. No caso de *C. raciborskii*, estudos revelam que esta espécie tem uma alta afinidade na captura do fósforo, podendo absorvê-lo e estocá-lo de forma abundante no interior de suas células num processo conhecido como "luxury uptake" e descrito por Padisák e Istvánovics (1997). Esta capacidade de armazenagem, combinada com a alta afinidade pelo fósforo, torna *C. raciborskii* um competidor de sucesso de amplo espectro, em ambientes nos quais as

concentrações de fósforo estejam permanentemente baixas ou sujeitas a flutuações contínuas (ISTVÁNOVICS *et al.*, *op. cit.*).

Para Tucci e Sant'anna (2003), a substituição de *Microcystis aeruginosa* por *Cylindrospermopsis raciborskii* no Lago das Garças (SP), com o sucesso e predomínio desta última espécie, esteve diretamente associada à redução nas concentrações de fósforo total na água, decorrentes da intensa absorção desse nutriente por bancos de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichornia crassipes*), presentes no lago durante um ciclo anual.

Estudos realizados por Bouvy *et al.* (2000), em reservatórios localizados no semi-árido em Pernambuco, destacaram a expressiva dominância do gênero *Cylindrospermopsis* em até 80% destes ambientes, sendo uma decorrência da combinação de parâmetros físico-químicos da água e fatores climáticos no local. No entanto, estes autores discorrem que uma das possíveis explicações para o domínio deste gênero estaria associada não apenas ao elevado estado trófico dos reservatórios, mas às características intrínsecas deste gênero, como a potencialidade de fixar nitrogênio atmosférico e a capacidade de armazenamento abundante de fósforo em suas células (PADISÁK e ISTVÁNOVICS, 1997).

5.7 Densidade das florações de cianobactérias nos reservatórios do rio Tietê e recomendações segundo as Normas da OMS e Portaria 518 no país

Durante o estudo, constatou-se que a maioria dos reservatórios avaliados apresentou valores de densidade das cianobactérias (células/mL) sempre acima de 2.000 células/mL, exceção apenas para o reservatório de Três Irmãos, nos meses de novembro/2002 e fevereiro/2003, em que baixas densidades foram registradas, com valores entre 510 e 1.500 cél/mL, respectivamente. De acordo com as ações recomendadas pela Organização Mundial da Saúde (CHORUS e BARTRAM, 1999), valores acima de 2.000 cél/mL estariam classificando estes ambientes com um nível de alerta 1, caso estes reservatórios venham a ser utilizados para o abastecimento público, sendo exigido o monitoramento de cianobactérias, com avaliações da toxicidade das cepas duas vezes por semana. Este mesmo resultado, se aplicado á portaria vigente no país, Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), enquadraria estes reservatórios em um nível de vigilância, que prioriza o monitoramento mensal no ponto de captação quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 cél/mL.

Situação intermediária em relação a densidade de cianobactérias, com valores entre 10.000 e 20.000 cel/mL, foi observada em 8 ocasiões durante este estudo, sendo 4 destas observadas especialmente no reservatório de Nova Avanhandava. Os valores registrados para a densidade de cianobactérias, segundo a Portaria 518, enquadrariam estes reservatórios num nível de alerta 1, sendo recomendado o monitoramento com frequência semanal para contagem de cianobactérias no ponto de captação no manancial. Para uma mesma situação, mas, segundo a recomendação da OMS, estes reservatórios ainda seriam mantidos no nível de alerta 1, mantendo-se o procedimento descrito anteriormente, embora já comece a haver riscos moderados à saúde, caso ocorra contato direto com a água bruta em atividades de recreação.

A grande parcela das amostras coletadas (20 amostras no total) ao longo dos reservatórios do rio Tietê apresentou valores iguais ou acima de 20.000 cél/mL, mas inferior a 100.000 cél/mL. Estes resultados, se aplicados à Portaria 518, enquadrariam os reservatórios em nível de alerta 2, o que implicaria, caso confirmada a presença de gêneros potencialmente tóxicos, a adoção de medidas como a análise semanal de cianotoxinas na água, na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis. Esta análise pode ser eventualmente dispensada caso não houver comprovação de toxicidade na água bruta, por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos. Estes valores, se aplicados às recomendações da OMS, estariam novamente enquadrando os reservatórios no nível de alerta 1, mantendo-se as mesmas prerrogativas descritas anteriormente para este nível.

No presente estudo, foram registradas apenas duas amostras em que as densidades de cianobactérias foram superiores a 100.000 cél/mL. Estas amostras estiveram associadas a um único reservatório (reservatório de Bariri), em ocasiões distintas: novembro/2002 (140.000 cél/mL) e outubro/2003 (108.000 cél/mL). Diante desta circunstância, caso este reservatório estivesse sendo utilizado para o abastecimento público, o recomendado pela OMS e Portaria 518 seria a adoção do nível de alerta 3. Neste nível, seria necessária a busca de outra fonte alternativa de abastecimento de água e a adoção de formas não convencionais de tratamento da água, como a dosagem de carvão ativado e/ou a supercloração, seguida do aumento do tempo de contato, dependendo do caso. Em complemento a esta medida operacional, deve-se informar às autoridades de saúde locais, hospitais, clínicas de hemodiálise, indústrias de injetáveis (refrigerantes) e autoridades e público em geral, utilizando-se cartilhas didático-explicativas sobre os riscos do uso destas águas para o abastecimento.

Tendo em vista que os reservatórios do rio Tietê ainda não são destinados ao abastecimento público, um maior risco potencial poderia estar sendo assumido aos outros usos dos ambientes, tais como: atividade de recreação, pesca, aquicultura e dessedentação de animais domésticos e selvagens, o que de certo modo representa uma preocupação para a saúde ambiental, frente aos inúmeros casos descritos na literatura sobre os efeitos deletérios das cianobactérias e suas cianotoxinas em animais domésticos e selvagens (CARMICHAEL, 1994; FALCONER, 1999; CODD, 2000; CHORUS, 2001b), sua possível bioacumulação ao longo da cadeia trófica (VASCONCELOS, 1995; CHRISTOFFERSEN, 1996; SAKER e EAGLESHAM, 1999; FERRÃO-FILHO *et al.*, 2000b, 2002; SIPIÃ *et al.*, 2001ab; MAGALHÃES *et al.*, 2003; MOHAMED *et al.*, 2003), além dos casos de doenças como pneumonia aguda, moderadas gastroenterites e irritações da pele, após exposição às águas de recreação contendo cepas tóxicas (PILOTTO *et al.*, 1997; FALCONER, 1999, 2001).

Estudos realizados por Aguja e Isaac (2003), na Bacia do rio Piracicaba, em especial nos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, SP, nos anos de 2000 a 2003, demonstraram episódios de florescimentos de cianobactérias potencialmente tóxicas em diferentes pontos de captação, recreação e piscicultura na região. Nestes eventos de florescimentos, 14 pontos de captação de água para abastecimento público foram enquadrados como nível de alerta 2, enquanto que 1 ponto obteve nível de alerta 3. Tal situação esteve condicionada à combinação de baixas vazões nestes reservatórios durante o período de estiagem, em associação ao aumento na carga de nutrientes e às condições hidráulicas estáveis que promoveram a eutrofização dos mananciais. De acordo com Aguja e Isaac (*op. cit.*), os dispositivos criados pela Portaria 1469 (atual Portaria 518) sobre a qualidade de água para abastecimento público são de extrema importância, visto a obrigatoriedade no monitoramento das cianobactérias nas captações de água e a análise de suas toxinas, estabelecendo os limites máximos de concentrações aceitáveis. No entanto, estes mesmos autores argumentam a falta de legislação específica para redução de teor de fósforo em detergentes domésticos, assim como a introdução de parâmetros na legislação atual que avaliem a eutrofização e suas consequências sobre emissões e enquadramento de corpos d'água.

Uma situação semelhante foi descrita por Vieira (2002), no reservatório de Utinga, PA, em que as maiores densidade de cianobactérias tóxicas (< 10.000 cél/mL) foram verificadas durante o período de estiagem, enquadrando este corpo d'água em alerta nível 1, enquanto baixas densidades destas cianobactérias (≥ 3.800 cél/mL) foram verificadas somente no período chuvoso, classificando estes mesmos pontos de captação no reservatório em nível de menor risco, ou seja, nível de vigilância. De acordo com autor, o padrão de variabilidade nas densidades das espécies de

cianobactérias nocivas, presentes nos pontos de captação, representa um risco eminente à saúde humana, visto que neste manancial (que responde por 75% do abastecimento da capital do Estado do Pará) foram detectadas em 31,2 % das amostras de água bruta analisadas a presença de microcistinas.

Para Vieira (2002), o grau de contaminação por cianobactérias tóxicas no reservatório de Utinga (PA) deflagra a atual situação de eutrofização em que muitos mananciais de abastecimento no país encontram-se atualmente, assim como a necessidade imediata da implantação de programas de monitoramento constante, além de medidas de controle dos fatores que ocasionem a deterioração nas águas destes ambientes.

Quanto ao uso de águas de recreação em locais que estejam contaminados por florações de cianobactérias, a OMS elaborou um guia para o uso destas águas (CHORUS e BARTRAM, 1999; WHO, 2003), cujas recomendações estão baseadas em três níveis de alerta, quanto à presença destas algas e em seus valores de clorofila *a*. Neste guia, quando a densidade de cianobactérias atinge 20.000 cél/mL ou a clorofila *a* ultrapassa o valor de 10 µg/L, os riscos à saúde humana são moderados, mas podem ocorrer irritações na pele e disfunção gastrointestinais. Nesta situação devem ser colocados avisos de advertência aos riscos de contato com a água contaminada e informar às autoridades competentes, como a vigilância sanitária do município ou da região de abrangência. Quando a densidade de cianobactérias ultrapassar 100.000 cél/mL ou a clorofila *a* atingir 50 µg/L, já estão potencializados maiores riscos epidemiológicos à saúde humana, como toxicidade crônica e moderada para irritações na pele e disfunções gastrointestinais. Neste caso, devem ser removidas as natas ou minimizadas as condições que favoreçam o seu desenvolvimento, além de proibir o banho e realizar investigações epidemiológicas, colocando avisos de advertência e informar às autoridades competentes. Já sob circunstâncias em que há formação de natas de cianobactérias às margens do corpo d'água, os riscos potenciais para uma toxicidade aguda ou crônica são moderados para irritação da pele, com propensão às disfunções gastrointestinais. Nesta situação, além do recomendado anteriormente, devem ser informados os órgãos públicos e as autoridades competentes.

Estudos epidemiológicos sobre a associação entre algumas doenças e a exposição a banhos em águas que contenham cianobactérias demonstram relação entre a concentração de células na água e os sintomas apresentados por banhistas (PILOTTO *et al.*, 1997). Segundo Pilotto *et al.* (*op. cit.*), estes sintomas tendem a aumentar quando a densidade das células de cianobactérias ultrapassa valores de 5.000 cél/mL, sendo observado manutenção de efeitos menores, quando reduções nas concentrações de células são comuns, embora Mittal *et al.* (1979) *apud* Chorus e

Bartram (1999) tenham demonstrado que reações alérgicas das cianobactérias são bem conhecidas, independente de seus efeitos tóxicos.

Uma alta probabilidade de efeitos adversos à saúde humana pode estar sendo normalmente associada ao contato direto com as águas contaminadas por florações de cianobactérias tóxicas. Tal fato decorre das abundantes evidências existentes sobre as potencialidades severas à saúde, em consequência da ingestão das escumas formadas por estes organismos nocivos (WHO, 2003). Nenhuma fatalidade humana tem sido associada, inequivocadamente, à ingestão de cianotoxinas durante atividades de recreação aquática, embora inúmeros animais viessem a morrer após o consumo da água contaminada por escumas de cianobactérias. Algumas destas discrepâncias podem ser explicadas pelo fato dos animais consumirem grandes volumes de água contendo estas escumas, em relação ao seu peso corpóreo, enquanto ingestões acidentais destas escumas por seres humanos, durante as atividades de recreação (como a natação), são tipicamente resultantes em baixas doses de exposição (WHO, *op. cit.*).

O contato com a água por meio de atividades de recreação pode apresentar diferentes rotas de exposição às toxinas de cianobactérias. Normalmente nadar em escumas de cianobactérias pode causar prejuízos pela ingestão da água, bem como diferentes efeitos sobre a pele e olhos. De acordo com a OMS (WHO, 2003), a inalação de esporos ou células secas de cianobactérias ou águas contaminadas são mais perigosas do que a ingestão de água contaminada, o que indica uma potencialidade de riscos da prática de esportes aquáticos em águas de recreação contaminadas pelas cianotoxinas produzidas por estas florações. Estudos realizados pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2003) demonstraram a existência de grupos de risco numa determinada população humana mais sensível a cianotoxinas (como as microcistinas) e que requerem atenção especial, tais como as pessoas que já tenham contraído hepatite do tipo B, crianças e pessoas mais idosas.

Durante o presente estudo foram registradas situações de exposição aos riscos à saúde humana, no contato direto com as águas contaminadas por cepas tóxicas de cianobactérias ao longo dos reservatórios do rio Tietê. As fotos a seguir exemplificam alguns dos usos feitos pelas populações locais às margens dos reservatórios do rio Tietê, bem como os riscos à saúde humana no contato direto com as florações de cianobactérias tóxicas.

Na Figura 91a está representado o reservatório de Barra Bonita, em novembro de 2002, com a presença de florescimentos de cianobactérias tóxicas, sobretudo de *Microcystis spp*, sendo as margens deste mesmo reservatório, na região à jusante, utilizada para atividades de pesca para consumo próprio, conforme representado na

Figura 91b.



Figura 91. Coleta de amostra no reservatório de Barra Bonita (novembro/2002) em locais com florações de cianobactérias à montante (a) e utilização destas águas para pesca na região à jusante do reservatório (b).

Outra situação que exemplifica os usos das águas pelas comunidades, às margens dos reservatórios do Sistema Tietê foi verificada durante a coleta no reservatório de Nova Avanhandava, em novembro de 2002, em que florações de cianobactérias, especialmente de *C. raciborskii* (Figura 92a), foram detectadas. Nesta mesma ocasião, verificou-se a uma pequena distância (200 m) do ponto de coleta das florações, a presença de banhistas, utilizando as margens como balneário natural (Figura 92b).



Figura 92. Coleta das natas de floração de cianobactérias (a) e utilização desta área para atividades de recreação e lazer (b) no reservatório de Nova Avanhandava (novembro/2002).

De acordo com a resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), as águas, a exemplo do Médio e Baixo rio Tietê, enquadradas como classe 2, são destinadas ao abastecimento humano após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana. No entanto, nesta classe, a atual resolução não dispõe sobre qualquer informação quanto à presença de cianobactérias e suas toxinas, somente estabelece condições e padrões limites na presença de microorganismos

patogênicos como *Escherichia coli* e/ou coliformes termotolerantes que possam estar presentes no corpo d'água.

A presença das cianobactérias está contemplada somente no artigo 16, para águas de classe 3:

Art. 16. As águas doces de classe 3 observarão as seguintes condições e padrões:

I - condições de qualidade de água:

h) *Cianobactérias para dessedentação de animais: os valores de densidade de cianobactérias não deverão exceder 50.000 cél/mL ou 5 mm³/L*

No que diz respeito à presença de parâmetros orgânicos, a atual resolução não preconiza qualquer limite ou padrão tolerável sobre a presença e/ou concentrações limites de cianotoxinas em corpos d'água sobre quaisquer classes, regulando esta matéria apenas a Portaria 518 do Ministério da Saúde, que estabelece padrões para águas de abastecimento público. Logo, essa omissão na resolução CONAMA deixa em descoberto a eminente potencialidade de risco à saúde humana, diante da presença das cianotoxinas, em atividades de recreação e lazer, ou mesmo no uso deste recurso para pesca e cultivo de organismos para fins de consumo intensivo.

Apesar da importância dos dispositivos legais estabelecidos e apresentados na atual resolução CONAMA, a determinação desta resolução quanto à presença de florescimentos de cianobactérias e suas toxinas ainda são escassas, dificultando a aplicação do princípio da prevenção dos riscos nestes casos. As florações de cianobactérias têm sido um dos problemas mais freqüentes em diferentes bacias hidrográficas no território nacional nos últimos anos. A discussão sobre a problemática da eutrofização nas bacias hidrográficas pode resultar em instrumentos de gestão de grande valia para a minimização dos agentes responsáveis pelo surgimento e proliferação das florações de cianobactérias tóxicas. A prevenção de florações de cianobactérias é a abordagem mais racional a ser adotada pelos responsáveis pelo uso de um manancial, para evitar os problemas potenciais de toxicidade e de gosto e odor na água causada pelas florações (AZEVEDO, 2004).

Deste modo, uma maior clareza sobre estes riscos pode vir a ser, futuramente, considerada no planejamento e aprovação de novos empreendimentos, bem como na adoção de medidas que possibilitem a redução de nutrientes em empreendimentos já instalados nas bacias hidrográficas no país, podendo, inclusive, estar sendo contemplado de maneira enfática no Plano de Bacias Hidrográficas elaborado pelos Comitês responsáveis.

Um exemplo de aplicação das medidas de controle da eutrofização foi uma resolução aprovada recentemente pelo CONAMA (ASCOM, 2005), pela qual os

fabricantes de sabão e detergente em pó terão três anos para reduzir em 1,5% a concentração de fósforo na fórmula desses produtos. A medida implicará na redução da quantidade dessa substância nos rios de todo o País, de 64 toneladas por dia para 46 toneladas por dia, melhorando a qualidade da água consumida pela população.

Uma outra questão que poderia ser amplamente discutida faz menção sobre novos fatores promotores da eutrofização em ambientes aquáticos, como a atual política nacional de incentivos à piscicultura em tanques-redes, em reservatórios em todo território nacional, promovida pela Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca (SEAP).

Esta política se consolidou após a criação do Decreto nº 4.895 (25 de novembro de 2003), juntamente com a Instrução Normativa Interministerial nº 8, entre a Secretaria Especial da Aqüicultura e Pesca e o Ministério do Meio Ambiente, que dispõe sobre a autorização do uso de água pública para a aqüicultura e estabelece diretrizes para a implantação de parques aqüícolas. A perspectiva é de que com a utilização da capacidade de suporte, seja utilizada 1% da área dos corpos d'água de domínio da União, ou seja, que 1% deverá ser a área máxima de ocupação do reservatório para fins de aqüicultura.

Diante deste panorama de incentivos do governo federal à aqüicultura continental, um grande número de consórcios e cooperativas de criadores de peixes em tanques-redes estão se consolidando em ambientes como reservatórios, em diferentes regiões do país, por meio da implantação de pequenos empreendimentos à estruturação de parques aqüícolas às margens de grandes reservatórios. Exemplos desta política de implemento a esta atividade aqüícola em reservatórios no país têm sido observados em algumas regiões, como nos lagos dos reservatórios de Serra da Mesa (GO) (SEAP, 2004) e de Ilha Solteira (SP) (ISAWEB, 2004).

Esta política, recentemente adotada, suscita uma maior atenção por parte dos gestores públicos ambientais e dos órgãos ambientais competentes na avaliação dos relatórios de impactos ambientais sobre a viabilidade desta atividade e as possíveis alterações ambientais negativas provocadas pela inadequação da proposta, vista que a criação de peixes em tanques-rede constitui mais um fator favorável ao desenvolvimento e proliferação das microalgas toxigênicas, devido à adição contínua de compostos orgânicos como fonte de alimentação de peixe (KAMOGAE, 2002).

Além disso, vários estudos sobre avaliação ambiental de sistemas de produção relacionados ao cultivo de peixes em viveiros, lagos ou reservatórios indicam que as atividades desenvolvidas no entorno desses ambientes são uma das principais causas da alteração da qualidade da água e dos índices de produtividade dos sistemas de produção (GOLDBERG e TRIPLETT, 1977; CICHRA *et al.*, 1994; COMITÉ, 1996).

5.8 Detecção de cianotoxinas nos reservatórios do Sistema Tietê

As cianobactérias produzem metabólitos secundários, componentes que não são utilizados pelo organismo durante o seu metabolismo primário, como exemplo, na divisão celular. Dentre eles tem-se os componentes que atuam como hormônios, antibióticos e toxinas. Estes componentes secundários causam normalmente efeitos danosos em outros tecidos, células e organismos (CARMICHAEL, 1992).

As cianotoxinas podem ser produzidas e liberadas durante todo o ciclo de vida das cianobactérias ou armazenadas até as células morrerem. Quando liberadas no ambiente aquático, tais substâncias podem persistir por várias semanas e meses (FALCONER, 1993).

Embora existam dúvidas sobre a real necessidade de produção das cianotoxinas, é sugerido que estas toxinas têm papel importante de defesa, inibindo a ação de predadores ou algas competidoras, como a dos anti-herbívoros produzidos por algumas plantas (CARMICHAEL, 1992); sendo muitas destas substâncias consideradas como uma das principais causas do aumento no número de casos de intoxicação e morte de animais domésticos e silvestres nos últimos anos (CODD, 2000).

Um problema que dificulta a avaliação do risco potencial de ocorrência de cianobactérias tóxicas em um corpo d'água decorre do comportamento diferenciado destas florações em função das variáveis ambientais (JACOBY *et al.*, 2000), da complexidade de tais florescimentos (CARMICHAEL *et al.*, 1988), bem como da capacidade de uma mesma espécie de cianobactéria produzir mais de um tipo de toxina (SIVONEN, 1996).

Em muitos casos, as cianotoxinas, como metabólitos secundários, são responsáveis pela formação de fotopigmentos, que se acumulam no citoplasma em determinadas situações (PAERL e MILLIE, 1996). A produção destas endotoxinas é máxima quando as condições de crescimento são ótimas, por este motivo, se observa uma produção diretamente proporcional ao aumento da biomassa (ROBILLOT *et al.*, 2000).

As florações de cianobactérias nem sempre são compostas exclusivamente por espécies tóxicas, podendo, algumas vezes, conter alguns organismos não produtores de toxinas (YOO *et al.*, 1995). Contudo, estudos têm demonstrado que entre as florações de cianobactérias, cerca de 50 a 70 % são constituídas por espécies tóxicas (SIVONEN *et al.*, 1990; LAWTON e CODD, 1991; VASCONCELOS, 1994; YOO *et al.*, 1995).

No Brasil, estudos realizados por Costa e Azevedo (1994) reportam que 75% das

cepas isoladas de diferentes regiões amostradas no território nacional mostraram-se tóxicas quando testadas em biensaíes, podendo este percentual chegar a 81%, segundo um manual divulgado pela FUNASA, sobre cianobactérias tóxicas e processos de tratamento de água para consumo humano (FUNASA, 2003).

Durante o estudo foram detectadas, na maioria dos reservatórios do rio Tietê, a presença de cianotoxinas como hepatotoxinas (microcistinas) e neurotoxinas do grupo das toxinas paralisantes (PSTs) (saxitoxinas). Apesar da ampla distribuição destas cianotoxinas ao longo do Sistema Tietê, foi constatado que as maiores concentrações ocorrem nos primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga), enquanto que as neurotoxinas foram mais freqüentes nos últimos reservatórios do sistema em cascata. Este fato é justificável pela ocupação e domínio de determinadas espécies de cianobactérias produtoras destes compostos bioativos em porções distintas dos reservatórios em cascata durante o presente estudo.

5.9 Microcistinas nos reservatórios do rio Tietê

Microcistinas foram detectadas em 100% das amostras analisadas dos reservatórios do Sistema Tietê, o que está relacionado com a elevada presença de algumas algas produtoras desta hepatotoxina, como *Microcystis spp*, encontradas nas amostras coletadas neste estudo.

A ampla freqüência de ocorrência de microcistinas nos reservatórios do rio Tietê, de modo geral, está compatível com os percentuais encontrados em florescimentos de cianobactérias em diferentes regiões no mundo, com 74% do total das amostras em Lagos e reservatórios na Alemanha (UENO *et al.*, 1996), 66% no total de 300 amostras em lagos na Dinamarca (HENRIKSEN e MOESTRUP, 1997), de 70 a 74% no total das amostras em lagos no Canadá e França (KOTAK *et al.*, 1995; VEIZE *et al.*, 1997), respectivamente, e de 96% das amostras analisadas em 29 lagos e reservatórios em Portugal utilizados para abastecimento e recreação (VASCONCELOS, 1999).

As elevadas prevalências de microcistinas nas amostras analisadas dos reservatórios investigados, de modo geral, são superiores quando comparadas aos resultados descritos em outros trabalhos realizados em mananciais de abastecimento público no país. Em análises efetuadas por meio de CLAE e ELISA, em águas brutas de 83 mananciais brasileiros, Cieslinski *et al.* (2001) detectaram que de 25,5 a 68,3% desses corpos hídricos estavam contaminados por esta cianotoxina. Estudos realizados por Costa (2003), em um reservatório no Estado do Rio Grande do Norte, obtiveram valores de até 67% na prevalência de microcistinas em amostras analisadas de água bruta para consumo humano. Percentuais menores quanto à presença desta

cianotoxina foram detectados por Hirooka *et al.* (1999) e Vieira (2002), em reservatórios de abastecimento de água nos Estados do Paraná e Pará, cujos valores máximos variaram de 18 e 31,2%, respectivamente, nas amostras coletadas.

As concentrações máximas registradas para microcistinas nos reservatórios investigados variaram entre 150 e 125 µg/L, ambas registradas no mês de fevereiro de 2003, nos reservatórios de Bariri e Ibitinga, respectivamente. Os valores máximos registrados desta cianotoxina durante o estudo estão compreendidos em uma faixa intermediária de concentração, se comparados aos níveis encontrados em trabalhos com florações de cianobactérias em diferentes regiões no mundo, especialmente de *Microcystis spp.* Estes valores estão em sua maioria abaixo daqueles valores relatados em outros países, como 1.800 µg/L na Austrália (JONES e ORR, 1994), 13.000 µg/L, no Japão (UENO *et al.*, 1996) e 11.410 µg/L, na Alemanha (FRANK, 2002). Contudo, deve-se ressaltar que essas altas concentrações de microcistinas apresentadas anteriormente, nem sempre foram encontradas em corpos hídricos utilizados exclusivamente para o suprimento de água ao consumo humano.

Relatos sobre as concentrações de microcistinas, quando expressas em conteúdo intracelular, têm revelado valores extremamente superiores, atingindo níveis de até 25.000 µg/g (p.s) em lagos e reservatórios na Alemanha (CHORUS, 1998 *apud* CHORUS e BARTRAM, 1999), porém, estas altas concentrações foram originadas de escumas formadas por florações de cianobactérias, principalmente de *Microcystis spp.* Estudos realizados por Vasconcelos (1999), em lagos e reservatórios em Portugal, constataram concentrações próximas àquelas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê, cujos valores variaram entre 37 e 102 µg/L, sendo a maioria destes corpos d'água utilizados para abastecimento público e para fins de recreação e lazer.

Os estudos sobre a ocorrência de microcistinas em mananciais no Brasil, baseados na utilização do teste imunoenzimático (ELISA), vêm sendo realizados com sucesso nos últimos anos, entretanto, estes abrangem apenas determinadas regiões ou localidades no país (CIESLINSKI, 2003). As concentrações de microcistinas obtidas nos reservatórios do Sistema Tietê, durante este estudo, estão em sua maioria próximas dos valores encontrados por Nobre (1997), na água bruta de represas de abastecimento público no Estado de São Paulo, cujas concentrações máximas variaram de 0,5 µg/L a 100 µg/L, nos reservatórios de Taiapuê e Jundiá, respectivamente.

Estudos realizados por Coelho *et al.* (1998), utilizando o kit ELISA, constataram valores de microcistina entre 0,6 e 16 µg/L em amostras de água de três reservatórios do Estado de São Paulo (Salto Grande – Americana, Billings e Guarapiranga – São Paulo). Valores menores que estes foram reportados por Molica *et al.* (1999), no açude

Tabocas, Caruaru - PE, ao detectarem concentrações máximas de 11,40 ng/L de microcistinas durante florescimentos dominados por *Cylindorpermopsis raciborskii* e *Aphanocapsa incerta*.

Marino *et al.* (2001) relataram concentrações de microcistinas em amostras de água bruta da represa de Rio Grande, SP, de até 28 µg/L. Ainda na capital paulistana, Szajubok *et al.* (2001) determinaram, por meio de ELISA, concentrações de até 3 µg/L desta cianotoxina na represa de Guarapiranga. Valores abaixo de 0,5 µg/L de microcistinas foram detectados por Neto e Pinto (2001), por meio de ELISA, em amostras de água bruta dos rios Capivari e Atibaia, região de Campinas (SP), durante 21 meses consecutivos de monitoramento nestes ambientes.

Estudos realizados por Jardim (1999), em um reservatório de abastecimento na região de Alfenas (MG), demonstraram concentrações entre 0,5 e 1,11 µg/L de microcistinas na água bruta de abastecimento do local. Valores próximos a este foram reportados por Vieira (2002), analisando amostras de água bruta no reservatório de Utinga (PA), cujas concentrações máximas detectadas desta cianotoxina variaram entre 0,36 e 1,25 µg/L, em dois pontos distintos de captação de água.

Costa (2003) verificou, durante estudos realizados em um importante reservatório de abastecimento de água no Estado do Rio Grande do Norte, o risco permanente de exposição às cianotoxinas no suprimento de água à população do local, tendo em vista os altos valores encontrados para microcistinas na água bruta de captação, que variaram de 3,60 a 8,8 µg/L.

No Estado do Paraná, Hirooka *et al.* (1999) detectaram, por meio do teste de ELISA, a presença de microcistinas em amostras de água; dentre estas, duas foram obtidas de reservatórios utilizados para o abastecimento público, cujas concentrações variaram de 0,26 a 6,62 µg/L. Um estudo realizado por Kamogae (2002), neste mesmo estado, utilizando a técnica IC-ELISA, constatou concentrações de microcistinas variando entre 134 e 1700 µg/L nos reservatórios de Três Bocas e Capivara, respectivamente. Nesta mesma ocasião, Kamogae (*op. cit.*) também constatou concentrações variáveis de microcistinas, de 35 a 600 µg/L, em um ponto de captação de água de abastecimento público no Lago de Itaipu (PR), o que, segundo a autora, forneceu indícios do gradativo processo de eutrofização em que um dos maiores reservatórios construídos no país e no mundo encontra-se atualmente.

De modo geral, os valores encontrados para microcistinas ao longo dos reservatórios do Sistema Tietê, durante o presente estudo, despertam uma maior atenção uma vez que o sistema é usado para fins de recreação, pesca, aquicultura, dessedentação de animais e recreação, bem como para uso mais nobres, como abastecimento público. Diante destes aspectos, ressalta-se a obrigatoriedade, por

parte dos órgãos competentes, como as companhias de saneamento e poder público, da adoção de medidas de intervenção que possibilitem minimizar e remediar o acelerado processo de eutrofização neste importante Sistema fluvial do Estado de São Paulo. Medidas iniciais, como o controle da poluição destes reservatórios, são de extrema importância, pois garantem que o uso dessas águas superficiais não caminhe para um colapso, como já vem sendo observado em algumas grandes metrópoles no país.

5.10 Saxitoxinas nos reservatórios do rio Tietê

De forma similar à observada para as microcistinas, as saxitoxinas também foram detectadas com frequência na maioria das amostras analisadas durante o estudo, atingindo o valor máximo de 85,29%. A ampla ocorrência e distribuição das saxitoxinas ao longo dos reservatórios do rio Tietê, se justifica em função da presença de cepas potencialmente produtoras desta substância, em especial de representantes do gênero *Anabaena* e *Cylindrospermopsis*.

O percentual verificado na frequência das saxitoxinas, nas amostras analisadas dos reservatórios do rio Tietê, neste estudo, mostrou-se relativamente elevado quando comparado com os valores registrados em outros trabalhos, como 34% em corpos d'água na Alemanha (CHORUS e FASTNER, 2001) e 12,5% na região do Lago Danish, Dinamarca (KAAS e HENRIKSEN, 2000).

Estudos recentes realizados por Kaas e Henriksen (2000) apontaram para a elevada prevalência de toxinas paralisantes em vários lagos Dinamarqueses. Os resultados destes trabalhos representam o primeiro registro desse tipo de neurotoxina em lagos europeus e sugerem que as toxinas paralisantes possam estar mais amplamente disseminadas do que indicam registros anteriores (KAAS e HENRIKSEN, *op. cit.*). Prova disto está no número elevado de registros de florações produtoras destas toxinas, nos últimos anos, em diversas regiões do mundo (HUMPAGE *et al.*, 1994; NEGRI *et al.*, 1995,1997; SIVONEN e JONES, 1999; PEREIRA *et al.*, 2000; FERREIRA *et al.*, 2001; SAKER *et al.*, 2003).

A presença de saxitoxinas nas amostras analisadas durante o presente estudo, possivelmente, é um reflexo do que acontece em grande parte nos corpos d'água no país, o que se fundamenta principalmente no grande aumento do número de florações constituídas por espécies potencialmente produtoras destas toxinas paralisantes. Como exemplo, destaca-se a proliferação de espécies descritas como invasoras e capazes de produzir este grupo de cianotoxinas, como *Cylindrospermopsis raciborskii*, em diversos ambientes limnéticos no Brasil nos últimos anos (HUSZAR *et al.*, 2000;

SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000).

Estudos como os de Conte *et al.* (2000, 2001) e Yunes *et al.* (2003), na região Sul do país, fazem menção à amplitude e distribuição de florações produtoras de neurotoxinas, especialmente das saxitoxinas. Mais recentemente, Costa (2003) verificou percentuais de até 100% na prevalência de saxitoxinas detectadas na água bruta de abastecimento, em um importante reservatório de abastecimento de água no semi-árido nordestino.

As concentrações máximas encontradas para as saxitoxinas nas amostras analisadas durante o estudo variaram de 4,53 a 6,93 µg eq. STX/L. De modo geral, os valores encontrados, em média, ficaram próximos aos registrados por Costa (2003) em um reservatório de abastecimento no semi-árido nordestino (RN), cujo valor máximo foi de 3,14 µg/L de saxitoxina. Valores próximos aos encontrados no presente estudo foram verificados por Cunha (2004), nos reservatórios de Alagados (PR) e Farroupilha (RS), cujos valores máximos variaram de 4,5 a 2,75 µg eq. STX/L, respectivamente.

Estudos realizados por Conte (2000) verificaram valores de até 1,55 µg/L de saxitoxinas em reservatórios do Sistema Salto, na região do rio Cai, RS. Cunha (*op. cit.*); durante este mesmo estudo, reportou valores máximos de saxitoxinas em importantes mananciais de abastecimento na cidade de São Paulo da ordem de 1,8; 1,5 e 0,55 µg eq. STX/L nos reservatório Billings, Guarapiranga e Taiaçupeba, respectivamente.

A elevada densidade de espécies potencialmente produtoras de saxitoxinas, como *Anabaena spp.* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, em boa parte das amostras analisadas nos reservatórios do rio Tietê, pode justificar os altos níveis registrados desta toxina durante um extenso período do estudo. Situações semelhantes foram descritas por Costa (2003) e Cunha (2004), durante estudos realizados em diferentes reservatórios na região nordeste e sul – sudeste do país, respectivamente, quando associaram a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* em amostras de água com elevados valores de saxitoxinas, coletadas em mananciais de abastecimento de água para consumo humano.

Atualmente, não há 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 durante eventos de marés vermelhas (Anderson, 1994).

Tendo em vista a presença de toxinas paralisantes, como as saxitoxinas, na maioria das amostras dos reservatórios do rio Tietê, assim como em outros reservatórios nos Estados do Rio Grande do Norte (COSTA, 2003), Pernambuco (MOLICA *et al.*, 2002), São Paulo (CUNHA, 2004), Paraná (YUNES *et al.*, 2003;

CUNHA, 2004) e Rio Grande do Sul (CONTE *et al.*, 2000, 2001; YUNES *et al.*, 2003; CUNHA, 2004), salienta-se a necessidade de uma maior atenção ao fato de que muitas destas toxinas podem estar mais amplamente propagadas em diferentes mananciais de abastecimento no Brasil do que se tem previamente conhecimento, especialmente na região sudeste, visto o acelerado estágio de eutrofização em que muitos dos seus rios e reservatórios encontram-se atualmente.

5.11 Associação entre a densidade cianobactérias (células/mL) e a concentração de cianotoxinas

Várias espécies de cianobactérias, em ambiente natural, são capazes de produzir potentes toxinas; no entanto, dentro de uma mesma floração pode haver cepas produtoras e não produtoras de toxinas. Em muitos casos, as cianotoxinas são metabólitos da formação de fotopigmentos, que se acumulam no citoplasma em determinadas situações (PAERL e MILLE, 1996). A produção destas cianotoxinas é máxima quando as condições de crescimento são ótimas, por este razão, se observa uma produção diretamente proporcional ao aumento da biomassa (ROBILLOT *et al.*, 2000). Quando as condições ambientais são desfavoráveis, as cianobactérias morrem, produzindo a lise celular e liberação das toxinas para o meio (PAERL e MILLIE, *op.cit.*).

As maiores concentrações registradas de microcistinas durante este estudo, estiveram compreendidas, especialmente, nos primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga), ao passo que as saxitoxinas estiveram presentes principalmente nos últimos do sistema em cascata (Promissão, Nova Avanhadava e Três Irmãos). De modo geral, foram verificadas correlações significativas entre a concentração das cianotoxinas com a densidade de células encontrada daquelas espécies capazes de produzi-las nestes ambientes.

Durante o estudo, não foi constatada a correlação entre a concentração de microcistina no ambiente e a densidade de células das espécies produtoras desta cianotoxina. Uma possível explicação talvez esteja associada ao fato destas florações estarem em estágio de senescência, o que indicaria uma maior liberação de suas toxinas para o meio. 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 maior durante a fase exponencial de crescimento das diferentes espécies de *Microcystis*; havendo decréscimo desta toxina em períodos após o final desta fase (WATANABE *et al.*, 1988; KAYA e WATANABE, 1998; SONG *et al.*, 1998). Normalmente, a tendência das células de uma floração de *Microcystis aeruginosa* é de liberar para o meio as

concentrações de toxinas presentes nas células, devido ao envelhecimento das colônias (Codd *et al.*, 1989). As variações nas concentrações de toxinas intracelulares pode ser o resultado das 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 e Azevedo, 1994).

Em estudos realizados por Kotak *et al.* (1995), analisando a ocorrência de microcistina-LR nos lagos hipertróficos no Canadá, os autores observaram correlação positiva entre concentração desta toxina e a abundância de biomassa de *M. aeruginosa*, dentre outros parâmetros. Wicks e Thiel (1990), investigando a variação na produção de microcistinas nas águas eutróficas da África do Sul, verificaram uma correlação negativa entre a produção deste metabólito com a concentração de clorofila *a* presente nas florações de *M. aeruginosa*.

Durante uma ocasião deste estudo (outubro/2003) foi constatada a expressiva correlação entre os valores de microcistinas e de densidade de células daquelas espécies potencialmente produtoras deste metabólito. Este padrão de correlação foi compatível com o observado em estudos realizados por Marino *et al.* (2001), Okamoto-Rivelino *et al.* (2001), Szajubok *et al.* (2001) e Vieira (2002), que demonstraram uma correlação positiva entre o número de cianobactérias, especialmente de *Microcystis sp* e a concentração de microcistinas nas águas brutas dos mananciais de abastecimento.

Para as saxitoxinas foi verificado um maior número de casos de correlações significativas entre as concentrações destas substâncias com as densidades daquelas espécies potencialmente capazes de produzi-las nos reservatórios do rio Tietê. Uma situação semelhante foi descrita por Cunha (2004), durante um estudo realizado em diferentes mananciais de abastecimento de água nos Estados de São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul; que observou correlações entre a presença de toxinas paralisantes e a densidade de células de *Cylindrospermopsis spp* nestes ambientes. Contudo, esta mesma autora também faz menção a situações contrárias, ao constatar valores de toxinas paralisantes acima do normal esperado em relação à densidade de células de *C. raciborskii* registradas em alguns reservatórios; o que, segundo a autora, poderia estar associado a possíveis problemas na identificação dos organismos durante a etapa de contagem.

O acompanhamento na ocorrência dos florescimentos de cianobactérias neste sistema, por meio do monitoramento constante, é uma ferramenta de imprescindível valia na compreensão dos ciclos de vida e desenvolvimento destes organismos e seu risco potencial para toda a biota aquática, bem como as populações humanas que façam uso contínuo e direto deste recurso hídrico.

5.12 Valores limites de cianotoxinas na água para consumo humano

A avaliação do risco de cianotoxinas presentes na água para consumo humano tem sido determinada, considerando-se evidências epidemiológicas e pesquisas toxicológicas com animais. As primeiras, pela escassez de estudos e as segundas devido ao fato de que, em sua maioria, são realizadas em camundongos por injeção intraperitoneal, dificultam a avaliação dos efeitos potenciais das cianotoxinas em humanos.

Com base em estudos realizados por diferentes grupos de pesquisas no mundo sobre os efeitos nocivos das cianotoxinas em mamíferos, foram estabelecidos valores limites aceitáveis na ingestão diária das cianotoxinas para seres humanos. Muitos destes estudos se embasaram em bioensaios utilizando-se toxinas puras extraídas de espécies axênicas. Ao final destes ensaios, foram estabelecidos padrões limites, com fatores de segurança quanto aos efeitos adversos à saúde considerando a potencialidade tóxica da cianotoxina presente na água (CHORUS e BARTRAM, 1999).

A Organização Mundial da Saúde adotou a recomendação de 1 µg/L para ingestão diária tolerável de microcistinas, projetado para um indivíduo com peso corporal de 60 Kg e consumo diário de 2 litros de água (CHORUS e BARTRAM, 1999; WHO, 2003). Não obstante, um estudo realizado por Ueno *et al.* (1998), sobre exposição crônica de toxicidade oral de longa duração, sugeriram um valor de 0,01 µg/L como limite máximo tolerável de microcistinas para consumo humano em caso de exposição crônica, requerendo a introdução de métodos cada vez mais sensíveis no controle de qualidade.

Para as toxinas paralisantes, a OMS (CHORUS e BARTRAM, 1999; WHO, 2003) definiu um valor limite de 3 µg equivalentes de STX/L. Segundo Fitzgerald *et al.* (1999) este valor máximo permitido foi obtido levando-se em consideração a ingestão média diária por uma pessoa adulta com peso médio de 70 Kg o volume de 2 litros de água, e que a dose de 120 µg equivalentes de STX/L, em um adulto de aproximadamente de 60 Kg, foi o nível de menor efeito adverso observado (LOAEL) para toxinas paralisantes. Ainda, a proporção de toxinas paralisantes potencial disponível presente na água foi considerada em 50% e um valor de 10, como fator padrão de segurança.

Os valores limites recomendados pela OMS e referendados pelo Ministério da Saúde no Brasil (segundo a Portaria 518) para ingestão diária tolerável de cianotoxinas, deveriam estar sendo revistos quando tratar-se da aplicação como limite para águas utilizadas em clínicas de hemodiálise, já que, diferentemente da ingestão oral, a presença destas toxinas na sessão de hemodiálise podem causar prejuízos à saúde, devido a sua aplicação direta na corrente sangüínea, além da grande

quantidade de água utilizada para este tipo de tratamento.

Um exemplo de situação incompatível sobre os limites permissíveis destas substâncias na água de consumo está no fato de que, apesar das cianotoxinas serem endotoxinas, não se pode considerar os valores acima recomendados, pois em uma sessão de hemodiálise são consumidos em torno de 120 litros de água por paciente, e, levando-se em conta que cada paciente faz três sessões semanais, tem-se 360 litros. Caso o limite descrito acima fosse para a microcistina, teria-se um total de 360.000 µg/L de microcistina. De acordo com Chorus e Bartram (1999) a dose letal a 50% (DL₅₀) em camundongos através de injeção intraperitoneal é de 25 a 150 µg/Kg de peso corpóreo.

Durante o presente estudo, na totalidade das amostras analisadas, foi detectada a presença de espécies toxigênicas e cianotoxinas em até 100% nas águas dos reservatórios do rio Tietê. Esta situação implica na aplicação de uma melhor investigação e monitoramento das cianobactérias tóxicas e suas toxinas presentes nestes ambientes, tendo em vista os danos ocasionados à saúde humana, o que pode ocorrer pelo contato direto e primário com águas contaminadas por estes organismos (PILOTTO *et al.*, 1997) e pela ingestão de água contendo estas cianotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999; CARMICHAEL *et al.*, 2001), além do risco do consumo de pescado obtido em ambientes constantemente sujeitos as florações de cianobactérias (MAGALHÃES *et al.*, 2001)

Em vista desses resultados, alerta-se para a urgência do monitoramento permanente nas águas destes reservatórios as cianobactérias tóxicas e suas toxinas presentes, assim como a prevenção da poluição hídrica nestes ambientes. Isto se fundamenta pelo fato destes reservatórios tratarem-se de regiões abrangentes, em que estão envolvidos diversos setores de atividades como recreação, lazer, pesca, aquicultura e muito provavelmente no futuro ao suprimento de água para consumo humano.

Diante dos resultados obtidos, urge a necessidade de reavaliação da legislação específica para tais fins, aumentando a responsabilidade das clínicas de hemodiálise em garantir uma melhor qualidade da água utilizada nos procedimentos dialíticos, como também dos órgãos competentes pelo tratamento destas águas e a adoção de técnicas mais eficazes de remoção das cianotoxinas, garantindo assim a sua pureza, além do contínuo monitoramento e controle das fontes poluidoras sob estes mananciais.

5.13 Avaliação toxicológica das florações de cianobactérias dos reservatórios do sistema Tietê

5.13.1 Testes toxicológicos com camundongos

As florações de cianobactérias tóxicas vêm sendo relacionadas a importantes danos à saúde humana e animal. Em exposição aguda, podem causar a letalidade em pessoas expostas a altas concentrações da toxina via intraperitoneal ou ainda atuarem como promotoras de hepatocarcinoma em indivíduos expostos a longo prazo. Além disso, promovem um potencial impacto econômico devido à toxicidade em peixes, crustáceos, moluscos e animais domésticos expostos às toxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Testes realizados com camundongos, com injeções intraperitoneais, têm sido extensivamente utilizados como bioteste na determinação da toxicidade das florações de cianobactérias, visto seu sucesso como um teste de varredura inicial ao problema. A aplicação destes testes tem demonstrado que as toxinas naturais, como as cianotoxinas, possuem toxicidade mais elevada quando comparadas aos compostos químicos. Com o exemplo, têm-se as saxitoxinas e as microcistinas, que são 1.000 e 200 vezes mais tóxicas, respectivamente, que o cianeto de sódio para camundongos, considerando-se como compostos com elevada toxicidade aqueles que apresentem uma dose letal para 50% dos animais testados (DL_{50}) inferior a 5.000 mg/Kg (CARMICHAEL, 1994).

A DL_{50} de microcistina – LR em camundongos, por via intraperitoneal (i.p), é estimada entre 25 e 150 $\mu\text{g/Kg}$, sendo esta toxicidade comparável a dos fortes agentes químicos organofosforados, e considerada uma das substâncias mais letais aos organismos pluricelulares (KUIPER-GOODMAN *et al.*, 1999). Para as demais microcistinas, os limites de toxicidade variam entre 50 a 1.200 $\mu\text{g/Kg}$, influenciados pelas modificações químicas dos aminoácidos individuais ou de variação na composição de aminoácidos (RINEHART *et al.*, 1994).

As toxinas paralisantes, em especial as saxitoxinas, podem apresentar uma dose letal variável em camundongos entre 10 e 263 $\mu\text{g/Kg}$ (MAHMOOD e CARMICHAEL, 1986; CHORUS e BARTRAM, 1999). Estes valores podem variar seus limites consideravelmente, dependendo do tipo de toxina paralítica presente (exemplo: saxitoxina, neosaxitoxina, goniautoxina e toxinas C) nas amostras testadas em bioensaios com camundongos (Association of Official Analytical Chemist International - AOAC, 1984 *apud* CHORUS e BARTRAM, 1999). A potência destas substâncias pode estar sendo expressa em unidade de camundongos (MU – “mouse units”) por μmol de toxinas ou também ser representada por equivalentes de saxitoxinas (eq. STX).

Nos resultados dos ensaios toxicológicos realizados com camundongos (*Swiss albino*) foram constatados valores de DL₅₀ variando entre 48 e 904 mg/Kg, com média final de 330 mg/Kg. A grande parcela das amostras testadas (75,86%) sobre as cobaias apresentou efeitos característicos de intoxicação e morte por neurotoxinas, como: espasmos, contrações musculares, taquicardias, respiração ofegante e parada respiratória durante a realização dos testes. No entanto, estes mesmos efeitos foram também observados, inicialmente, nos camundongos expostos a uma parcela menor das amostras testadas (24,13%), sendo ao final observados efeitos comumente descritos em intoxicações por hepatotoxinas, como inchaço da região pélvica e abdominal, baixa mobilidade e fotofobia.

Os resultados encontrados para a toxicidade das amostras durante este estudo, de modo geral, integram a ação de diferentes cianotoxinas presentes nos estratos algais liofilizados, bem como aquelas que inevitavelmente não foram analisadas nestas amostras coletadas. Como exemplos, estão outras toxinas que poderiam estar presentes, como cilindrospermopsina e anatoxina-a e a(s), tendo em vista a presença confirmada de espécies potencialmente produtoras destas substâncias na maioria das amostras coletadas durante o estudo.

A combinação das cianotoxinas identificadas pode ter proporcionado um efeito de sinergismo entre estes diferentes compostos bioativos, potencializando assim uma maior toxicidade das amostras. Porém, não é descartada a possibilidade da atuação de outras toxinas não identificadas durante o estudo, tendo em vista a manifestação de sintomas nos camundongos durante os ensaios toxicológicos. Apesar desta aparente incerteza gerada quanto ao uso dos extratos brutos de cianobactérias durante os ensaios toxicológicos, sem poder definir qual ou quais possíveis cianotoxinas estariam agindo mais efetivamente no teste, é reconhecida a importância no uso destas amostras brutas como interpretação da situação momentânea do ambiente. Kuiper-Goldman *et al.* (1999) postulam que a utilização de extrato algáceo, mesmo não sendo axênico, reflete mais claramente a real situação ambiental.

Estudos realizados por Vasconcelos (1999), com florações de cianobactérias coletadas em lagos e reservatórios na região Norte e Central de Portugal, demonstraram a alta toxicidade de duas amostras com valores de DL₅₀ entre 30 e 175 µg/Kg, enquanto cepas isoladas e cultivadas destes florescimentos causaram uma maior ação tóxica, com valores de DL₅₀ de 15 a 75 µg/Kg. Uma situação inversa foi constatada por Oudra *et al.* (2001), ao observar que espécies isoladas e cultivadas de *Microcystis* sp e *Pseudoanabaena* sp foram menos tóxicas (DL₅₀ entre 33 e 28 µg/Kg, respectivamente), quando comparadas com sua floração natural (DL₅₀ de 20 µg/Kg) coletadas no reservatório Lalla Takerkoust, Marrocos.

Durante o estudo, verificou-se que duas amostras testadas (6,45%), ambas do reservatório de Promissão (abril e junho de 2003), não apresentaram quaisquer efeitos tóxicos sobre as cobaias. Em uma análise destas amostras, observou-se que apesar da presença confirmada de cepas produtoras de toxinas, foram detectadas baixas concentrações de cianotoxinas, tanto de microcistina e saxitoxina, com casos de ausência total de saxitoxina em uma das amostras testadas (junho/2003).

De acordo com a classificação sugerida por Lawton *et al.* (1994), 68,96% das amostras testadas causaram toxicidade mediana, enquanto 20,69% demonstraram toxicidade baixa, com valores de DL₅₀ entre 102 e 902 mg/Kg. Este padrão, observado na maioria dos reservatórios do rio Tietê, está compatível à variabilidade verificada na presença e concentrações de cianotoxinas detectadas nestes ambientes durante todo o estudo. As variações registradas nos valores de toxicidade em camundongos, em geral, estão próximas daquelas reportadas em outros trabalhos com florações naturais de cianobactérias (CARMICHAEL e GORHAM, 1981; LANARAS *et al.*, 1989; VASCONCELOS, 1994; VASCONCELOS *et al.*, 1996; OUDRA *et al.*, 2001). Estas variações poderiam ser os resultados das mudanças na dominância entre cepas mais e menos tóxicas presentes nas populações de cianobactérias, como também da possível combinação de alguns fatores ambientais como temperatura, luminosidade e nutrientes, que teriam efeitos diretos sobre a produção de toxinas destas populações de cianobactérias no ambiente (VAN DER WESTHUIZEN e ELOFF, 1985; SIVONEN, 1990; UTKILEN e GJØLME, 1992; RAPALA e SIVONEN, 1998; JACOBY *et al.*, 2000).

Vasconcelos (1994) e Vasconcelos *et al.* (1996), durante estudos realizados em corpos hídricos (rios, lagos e reservatórios) em Portugal, associaram expressivas variações na toxicidade de amostras naturais de cianobactérias às flutuações na presença de espécies tóxicas e não tóxicas das florações, assim como a influência de fatores ambientais que estariam interagindo com os organismos.

Estudos realizados por Shirai *et al.* (1991), no lago Kasumigaura, Japão, demonstraram que os valores da DL₅₀ (76 a 556 mg/Kg) estiveram diretamente associados às variações entre populações de *Microcystis* no local. Vasconcelos (1994) associou a elevada variação na toxicidade (DL₅₀ entre 20 e 700 mg/Kg), em amostras coletadas nos reservatórios de Alentejo e Algarve, Portugal, à alta flutuação na presença de cepas tóxicas e não tóxicas de cianobactérias, durante os episódios de florescimentos ocorridos nestes ambientes. Scarafia *et al.* (1995) constataram variações menores na toxicidade (DL₅₀ entre 14,5 e 200 mg/Kg) durante estudos com florações naturais dominadas por *Microcystis*, no reservatório de San Roque, Argentina. Mais recentemente, Tarczyńska *et al.*, (2001) verificaram variações expressivas na toxicidade em florações naturais dominadas por *Microcystis aeruginosa*

e *Aphanizomenon sp* nos reservatórios de Sulejow e Jeziorsko, Polônia, cujos valores de DL₅₀ variaram entre 20 e 908 mg/Kg.

Trabalhos mais recentes têm demonstrado que as populações naturais de cianobactérias são constituídas de células geneticamente diferentes (genótipos e fenótipos) e que, deste modo, a melhor utilização dos recursos por espécies tóxicas poderia levar a sua dominância e assim determinar a toxicidade da floração (SIVONEN e JONES, 1999; CHORUS *et al.*, 2000).

No Brasil, estudos realizados por Yunes *et al.* (1998) no Estuário da Lagoa dos Patos, vincularam as variações ocorridas nos valores de toxicidade (DL₅₀ entre 32 e 370 mg/Kg) de amostras naturais de *Microcystis*, ao balanço de nutrientes e fatores físicos encontrados nesta região. Em um trabalho posterior, neste mesmo ambiente, Matthiensen *et al.* (1999) discorreram que variações ocorridas na toxicidade (DL₅₀ entre 35 e 140 mg/Kg), em florações de *Microcystis aeruginosa*, estariam sendo influenciadas por parâmetros físicos e químicos como salinidade e pH, respectivamente, os quais atuariam como fatores promotores da toxicidade destas florações no ambiente.

Durante o estudo nos reservatórios do rio Tietê foi verificado que uma pequena parcela das amostras analisadas (10%) obteve elevado grau de toxicidade, com valores de DL₅₀ variando de 48 a 74 mg/Kg. A elevada toxicidade registrada nestas amostras mostrou-se compatível com as altas concentrações detectadas de cianotoxinas, principalmente de microcistinas. Pequenas concentrações de saxitoxinas foram também detectadas em algumas das amostras, o que é compatível com alguns dos sintomas típicos de intoxicação por neurotoxinas em camundongos, conforme descrito anteriormente.

Os valores encontrados para aquelas amostras consideradas como as mais tóxicas durante o presente estudo, estão compatíveis com os encontrados em outros trabalhos reportados na literatura. De modo geral, estes valores estão próximos aos registrados por Oudra *et al.* (2001), no reservatório Lalla Takerkoust, Marrocos, cujo valor da DL₅₀ variou de 20 a 83 mg/Kg. Estes mesmos valores podem ser comparáveis ou mais tóxicos do que muitos daqueles citados na literatura. Como exemplo, Vasconcelos *et al.* (1996) reportou valores de DL₅₀ entre 31 e 400 mg/Kg em florações naturais de *Microcystis* no lago Mira, Portugal. Em florações dominadas por *Microcystis*, *Ocillatoria*, *Anabaena* e *Anabaenopsis* (atualmente descrita como *Cyilindrospermopsis*), em lagos e reservatórios Gregos, Lanaras *et al.* (1989) encontraram valores de DL₅₀ entre 40 e 1.500 mg/Kg. Estes autores encontraram variações mínimas nos valores de DL₅₀ entre 40 e 60 mg/Kg durante os florescimentos mais tóxicos dominados por *Microcystis*.

Os resultados encontrados para a DL_{50} durante o presente estudo, principalmente para as amostras consideradas como altamente tóxicas, estiveram próximos aos valores apresentados em outros estudos realizados no Brasil, com florações de cianobactérias tóxicas. Como exemplos, estão os valores encontrados por Yunes *et al.* (1996) em amostras naturais, obtidas no Estuário da Lagoa dos Patos, RS, que variaram entre 32 mg/Kg, na Estação Feitoria, e 59 mg/Kg na estação Barra. Salomon *et al.* (1996) reportaram um valor superior para DL_{50} , mas ainda considerado altamente tóxico, com uma amostra coletada na Ilha dos Cavalos, região integrante do Estuário da Lagoa dos Patos, cujo valor da DL_{50} foi de 78 mg/Kg. Estudos posteriores, realizados por Matthiensen (1999), nesta mesma região estuarina, reportaram valores de DL_{50} variando entre 57,4 e 37,1 mg/Kg em amostras dominadas por *Microcystis aeruginosa* neste ambiente. Níveis próximos a estes também foram reportados por Oliveira *et al.* (2003), com valores de DL_{100} entre 28,44 e 62,90 mg/Kg, em amostras de água no reservatório do Funil, Rio de Janeiro, dominadas por florações de *Microcystis spp*, *Cylindrospermopsis sp* e *Anabaena spiroides*.

De modo geral, as amostras descritas como as mais tóxicas durante o presente estudo obtiveram seus valores de DL_{50} relativamente próximos aos daquelas descritas para culturas mantidas em laboratório, semelhantes, por exemplo, ao reportado por Azevedo *et al.* (1994), com a cepa de *M. aeruginosa* (NPJB-1) isolada do Lago das Garças, São Paulo – SP, com valor da DL_{100} de 31 mg/Kg. Uma toxicidade menor foi descrita por Honda *et al.* (2001), com cepas não axênicas de *M. panniformis* (SPC 686 e 702), também isoladas no Lago das Garças, São Paulo – SP, com valores da DL_{100} entre 100 e 316 mg/Kg.

Os valores encontrados para DL_{50} nos camundongos apresentaram uma variabilidade espaço temporal entre as amostras durante o estudo, o que é normalmente esperado em função da variabilidade encontrada na densidade, número de espécies potencialmente nocivas presentes, bem como nas concentrações das cianotoxinas produzidas por estas espécies ao longo dos reservatórios investigados. Oudra *et al.* (2001), durante estudos no reservatório Lalla Takeroust, Marrocos, constataram uma variabilidade temporal nos valores de DL_{50} em florações de cianobactérias coletadas de 1994 a 1998, com casos de severa e excepcional toxicidade do material natural destas florações ($DL < 4$ mg/Kg), durante períodos distintos do estudo.

Jardim *et al.* (2001), em estudos realizados no reservatório do São Simão, região na divisa dos Estados de Minas Gerais e Goiás, verificaram uma variação temporal na toxicidade de florações de cianobactérias, dominadas por *Microcystis spp* e *Anabaena circinalis*, cujos valores de DL_{100} variaram entre 6,3 e 250 mg/Kg durante um ciclo

anual de coletas no local.

Uma situação parecida foi descrita por Matthiensen *et al.* (1999) ao observarem uma variabilidade espacial na toxicidade em amostras naturais de florações de cianobactérias coletadas ao longo do Estuário da Lagoa dos Patos. Segundo estes autores um pequeno gradiente espacial foi formado no grau de toxicidade das amostras coletadas, com redução da toxicidade das amostras coletadas na porção mais ao sul do sistema estuarino. Alguns fatores ambientais encontrados na porção norte deste sistema (Estações Faroete e Nascimento Norte), como pH de 7,2 e salinidade zero, poderiam estar permitindo um melhor desenvolvimento e formação dos florescimentos de cianobactérias, especialmente de *M. aeruginosa*, conseqüentemente aumentando a toxicidade registrada nestes locais.

Os resultados obtidos durante o presente estudo claramente demonstram que florações de cianobactérias tóxicas e a ocorrência das cianotoxinas são fenômenos cada vez mais comuns nos reservatórios do rio Tietê. Estes resultados devem ser encarados como um sinal de alerta para o monitoramento mais criterioso dos ambientes, tendo em vista os diversos usos múltiplos empregados neste recurso, bem como os efeitos nocivos que estes organismos e suas toxinas podem representar à saúde humana (JOCHIMSEN *et al.*, 1998; POURIA *et al.*, 1998; CARMICHAEL *et al.*, 2001; AZEVEDO *et al.*, 2002).

5.13.2 Testes ecotoxicológicos com microcrustáceos

Os animais aquáticos que vivem em ecossistemas eutrofizados estão entre os organismos que podem ser severamente afetados pelas toxinas das cianobactérias. Embora muitos trabalhos reportem diversos casos de intoxicação e morte de animais domésticos e selvagens, animais aquáticos são também afetados. De fato, cianobactérias tóxicas são conhecidas por causarem efeitos adversos sobre as comunidades zooplanctônicas (LAMPERT, 1981; GLIWICZ *et al.*, 1990b; VASCONCELOS, 1999).

Em um estudo prévio realizado por Vasconcelos (1991), o autor constatou que apesar do uso de espécies tóxicas e não tóxicas de *Microcystis aeruginosa* tivessem apresentado algum valor nutricional para o Cladocera *Ceriodaphnia pulchella*, estas causaram a sua morte após 7 dias. Durante este mesmo experimento, o autor observou um efeito mais expressivo do seu efeito nocivo sobre *Daphnia longispina*, com letalidade total destas após 4 dias de iniciada sua alimentação com as duas cepas de cianobactérias. Estudos anteriores já demonstravam a letalidade para os Copepoda *Acanthocyclops robustus*, em 26 dias após ingerir espécies tóxicas e não tóxicas de cianobactérias (VASCONCELOS, 1991). Conclusões similares foram obtidas por

Lampert (1982) e Porter e Mc Dough (1984), quando consideraram cladóceros menores, que tendem a ser menos afetados durante florações de cianobactérias.

No contexto das complexas interações fito-zooplancônicas, a produção de toxinas pelas cianobactérias pode ser vista como uma estratégia de escape à predação por herbivoria (DE MOTT *et al.*, 1991). Em função das cianotoxinas serem consideradas endotoxinas, é preciso que as células sejam ingeridas pelos animais para que seus efeitos possam ser sentidos (LAMPERT, 1981; GILBERT, 1990), pois as toxinas são liberadas totalmente para o meio somente quando as células se rompem, no momento da lise das células (SONG *et al.*, 1998).

Muitos experimentos têm sido realizados enfocando o potencial tóxico de cianobactérias sobre organismos zooplancônicos, no entanto, muitos dos resultados obtidos têm mostrado-se contraditórios (DE BERNARDI e GIUSSANI, 1990; REINIKAINEN *et al.*, 1994). Estas diferenças, provavelmente, decorrem das propriedades específicas de cada cepa testada, o que reflete diretamente em diferentes limiares de sensibilidade dos organismos zooplancônicos, quando expostos as cianobactérias (LAMPERT, 1982; FULTON e PAERL, 1987; DE MOTT *et al.*, 1991, JUNGSMANN, 1992; REINIKAINEN *et al.*, 1995; ROHRLACK *et al.*, 1999ab). Lampert (1982) e De Mott *et al.*, (1991) ressaltam que diferentes organismos zooplancônicos podem apresentar sensibilidades e comportamentos diferenciados, quando em presença de cianobactérias.

Deve ser também considerado que a sensibilidade é um fator intrínseco a cada organismo por estar diretamente ligada a fatores genéticos, os quais apresentam uma elevada variabilidade entre organismos, inclusive os provenientes de uma mesma prole. Assim, as diferenças interlaboratoriais quanto à sensibilidade dos organismos são normalmente esperadas.

O uso dos microbiotestes, como os realizados com microcrustáceos oferecem uma possível aproximação, a baixo custo e com fidelidade, sobre as análises referentes à toxicidade das florações de cianobactérias (PERSOONE, 1998). Os testes de toxicidade com microcrustáceos têm sido empregados como uma alternativa para avaliar e/ou adicionar resultados aos bioensaios com camundongos (TARCZYNSKA *et al.*, 2001). Como bem descritos e popularmente utilizados, estes bioensaios utilizam desde náuplios de *Artemia salina* (KIVIRANTA *et al.*, 1991; LAWTON *et al.*, 1994; REINIKAINEN *et al.*, 1995; VEZIE *et al.*, 1996; LEE *et al.*, 1999), a *Daphnia*, para análise de toxicidade das cianobactérias (DE MOTT, *et al.*, 1991; JUNGSMANN, 1992; LAWTON *et al.*, 1994; REINIKAINEN *et al.*, 1995; TARCZYNSKA *et al.*, 2001, NOGUEIRA *et al.*, 2004).

Deve ser ressaltado que o uso dos microcrustáceos nos testes ecotoxicológicos não pode ser aplicado como única e exclusiva ferramenta no estudo dos efeitos tóxicos promovidos por florações de cianobactérias, visto que erros podem estar sendo inferidos quando extrapolados para explicar possíveis danos a organismos mais complexos, como os mamíferos. Esta premissa sustenta-se no fato de que a relação entre a concentração de uma determinada cianotoxina e o tempo de morte do organismo-teste durante um bioensaio com microcrustáceos, é diferente do tempo de resposta à dose letal durante os ensaios com mamíferos. Nos bioensaios com microcrustáceos, os organismos são imersos diretamente na solução contendo a toxina, ao passo que nos ensaios com camundongos os extratos algais tóxicos são injetados via intraperitônio.

Reinikainen *et al.* (1995) avaliaram uma cepa não tóxica para camundongos e observaram a imobilidade para *Daphnia pulex*. Estes autores concluíram que, apesar da avaliação da toxicidade de cianobactérias para camundongos podem representar uma ferramenta muito útil para inferir sobre seus efeitos para os humanos, ela não tem relação com a toxicidade para o zooplâncton. Nizan *et al.* (1986), comparando resultados obtidos em ensaios com camundongos e organismos zooplanctônicos, concluíram que não existe correlação entre a toxicidade para este mamífero e para *Daphnia*. Lee *et al.* (1999) constataram similaridade na sensibilidade entre os valores calculados para DL_{50} e CL_{50} , em camundongos e náuplios de *Artemia*, respectivamente, quando expostas a quantidades equivalentes, proporcionalmente, de microcistinas. Contudo, estes autores verificaram que os microcrustáceos apresentaram sensibilidade inferior a dos camundongos, em observações de tempo menores do que 24 horas. Logo, o mecanismo de ação da toxina no microcrustáceo é diferente daquele observado em mamíferos (LEE *et al.*, *op. cit.*).

Normalmente, diferentes espécies zooplanctônicas podem apresentar diferentes sensibilidades fisiológicas diante de uma mesma linhagem tóxica de cianobactérias, à exemplo de *M. aeruginosa* (LAMPERT, 1982; DE MOTT *et al.*, 1991). Gilbert (1990) reportou diferenças na sobrevivência entre dois clones de *Daphnia pulex*, quando expostos a cianobactérias. O clone proveniente de um lago com *Anabaena affinis* foi capaz de crescer e de se reproduzir com uma dieta desta alga em laboratório. No entanto, o clone de outra região próxima morreu rapidamente em presença desta cianobactéria. Reinikainen *et al.* (1994) comparou duas populações de *Daphnia pulex*, coletadas antes e depois da ocorrência de uma fase de massiva dominância de cianobactérias num lago, e não observou diferenças significativas, quando comparou as taxas de crescimento intrínsecos das 2 populações.

Lampert (1982), testando o efeito de *Microcystis* em treze espécies diferentes de Cladocera, verificou redução significativa na taxa de filtração em todos os organismos. A intensidade com que as espécies foram afetadas, no entanto, foi variável, indicando a existência de sensibilidades diferentes para estas espécies. Ferrão-Filho *et al.* (2000a) compararam a toxicidade aguda de três cepas de *M. aeruginosa*, para três espécies diferentes de *Daphnia* (*D. pulex*, *D. similis* e *D. pulicaria*) e observaram diferenças na sensibilidade de cada espécie para a mesma cepa e diferenças entre diferentes cepas para uma mesma espécie de *Daphnia*.

Estudos realizados por Nizan *et al.* (1986) avaliaram a toxicidade de doze cepas de *Microcystis* para *Daphnia magna* e verificaram que elas afetavam os organismos de diferentes maneiras, causando mortalidade ou inibição da ingestão de alimento. No entanto, algumas das cepas de *Microcystis aeruginosa* não apresentaram efeito tóxico para este zooplâncton. Desta forma, os efeitos observados na sensibilidade dos organismos zooplanctônicos, mediante a presença de cianobactérias, podem variar de efeitos drásticos a sutis (DE MOTT *et al.*, 1991).

O uso dos testes ecotoxicológicos, a exemplo os bioensaios com microcrustáceos, complementados com métodos químicos específicos (ELISA ou CLAE), possibilitam a aquisição de importantes informações sobre a potencialidade tóxica das amostras analisadas no ambiente natural. O uso integrado destas duas técnicas (análises químicas e avaliação da toxicidade das amostras) permite uma avaliação qualitativa e quantitativa dos efeitos tóxicos de uma determinada amostra, permitindo um maior entendimento do seu impacto no ambiente natural e dos possíveis mecanismos relacionados à regulação da toxicidade.

Durante o presente estudo, constatou-se que a maioria das amostras coletadas nos reservatórios do rio Tietê apresentou efeito tóxico sobre as espécies de microcrustáceos utilizados. Uma grande parcela destas amostras testadas (84,44%) apresentou alta toxicidade, ao passo que uma menor fração destas (15,55%) demonstrou média toxicidade, segundo a classificação proposta por Lawton *et al.* (1994) para bioensaios com microcrustáceos.

Dentre as três espécies zooplanctônicas submetidas aos ensaios toxicológicos, constatou-se que *Daphnia similis* foi mais sensível, *Ceriodaphnia silvestrii* apresentou sensibilidade intermediária e *Ceriodaphnia dubia* foi mais tolerante para as amostras testadas. Os valores registrados de CL₅₀-48h nos testes com microcrustáceos variaram da ordem de 0,1 a 1,32 mg/mL para *Daphnia similis*; de 0,09 a 1,20 mg/mL para *Ceriodaphnia silvestrii* e de 0,20 a 1,70 mg/mL para *Ceriodaphnia dubia*.

Os resultados apresentados durante este estudo revelaram o expressivo efeito tóxico das florações de cianobactérias presentes ao longo dos reservatórios

investigadas sobre os organismos-teste. De modo geral, estes valores estão próximos ao descrito por Reinikainen *et al.* (1995), para *Daphnia pulex*, ao registrarem uma CL₅₀-48h de 0,26 mg/mL em testes com uma cultura axênica de *Oscillatoria agardihii*. Um resultado similar foi reportado por Jungmann (1992), com *Daphnia pulicaria*, com valor de CL₅₀-48h de 0,047 mg/mL após testes com uma cepa de *Microcystis sp* PCC7806. Klapes (1990) verificou valores extremamente menores para *Daphnia magna*, com CL₅₀-48h de 1,37 µg/mL, após testar uma amostra natural de cianobactérias, dominadas por *Scytonema hofmanni*.

Em um estudo recente, realizado por Marsálek e Bláha (2004), com extratos naturais de florações de cianobactérias dominadas por *Microcystis*, foram constatados valores variáveis na toxicidade desta amostras em biotestes com diferentes microcrustáceos. Nestes bioensaios, os valores de CE₅₀-48h variaram de 3,5 a 31,9 mg/mL para *Artemia salina* e de 6 a 9,9 mg/mL para *Daphnia magna*; enquanto que os valores de CE₅₀-24h apresentaram níveis menores entre 6,9 e 7,1 mg/mL para *Artemia salina*; de 1,1 a 12,3 mg/mL para *Daphnia pulex* e de 6,6 a 8,9 mg/mL para *Ceriodaphnia dubia*.

De acordo com um estudo realizado por De Mott *et al.* (1991), concentrações de 10 mg/mL de *M. aeruginosa* são necessárias para produzir um efeito letal por hepatotoxinas como microcistinas-LR. Reinikainen *et al.* (1994), durante um estudo de exposição de *Daphnia pulex* com cepas tóxicas de *Microcystis aeruginosa*, mencionaram que estas hepatotoxinas poderiam perder seu potencial tóxico para os dafnídeos quando estas estivessem liberadas na água ao invés de contidas na célula como alimento. No entanto, estas observações não são totalmente verdadeiras quando confrontados com os resultados de outros estudos sobre efeitos da exposição direta de microcrustáceos às cianotoxinas (DE MOTT *et al.*, 1991; JUNGSMANN, 1992; JUNGSMANN e BENNDORF, 1994; HANEY *et al.*, 1995; REINIKAINEN *et al.*, 1995; TARCZNSKA *et al.*, 2001; LÜRLING, 2003).

Os baixos valores encontrados para a concentração letal (CL₅₀) das amostras testadas sobre os microcrustáceos estão compatíveis à alta toxicidade verificada nestas durante o presente estudo. Estes valores estão próximos dos resultados descritos para amostras naturais de florações e cepas de cianobactérias tóxicas no país. Estudos realizados por Yunes *et al.* (1996), com florações de cianobactérias no Estuário da Lagoa dos Patos (RS), apresentaram valores de CL₅₀-18h variando entre 0,47 e 2,44 mg/mL em *Artemia salina*, ao passo que a cepa axênica de *M. aeruginosa* PCC7813 demonstrou o valor de 0,12 mg/mL neste organismo-teste. Valores próximos a estes foram reportados por Minillo *et al.* (2000b), com florações de *M. aeruginosa*, também coletadas nesta mesma região estuarina, cujos valores de CL₅₀-18h variaram

entre 0,71 e 5,67 mg/mL para *Artemia salina*. Yogui (1999), utilizando a cepa de *M. aeruginosa* RST9501, registrou valor de CL₅₀-24h de 2,96 mg/mL para juvenis do camarão *Farfantepenaeus paulensis* e uma CL₅₀-18h de 4,73 mg/mL para náuplios de *Artemia salina*. Valores menores de toxicidade, com esta mesma cepa de *Microcystis*, foram registrados por Montagnonli *et al.* (2000), após obterem valores de CL₅₀-96h variando entre 1,41 e 1,50 mg/mL para o tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii*.

Estudos realizados por Ferrão-Filho *et al.* (2004), utilizando a cepa de *M. aeruginosa* NPLJ-4, detectaram valores de CL₅₀-96h entre 0,026 e 0,034 mg/mL para *Daphnia gesseneri* e *Moina micrura*, respectivamente. Estes autores ainda constataram efeitos como a paralisia dos movimentos natatórios em *Daphnia pulex* e *Moina micrura*, após 96 horas de exposição a extratos algais da cepa de *Cylindrospermopsis raciborskii* T3, em concentrações acima de 1 mg/mL. Ferrão-Filho *et al.* (*op. cit*) constataram que após o longo período de exposição aos extratos algais, aqueles organismos que manifestaram efeito de paralisia, sem morte, apresentaram recuperação em sua mobilidade, demonstrando tratar-se de um efeito reversível da toxina. No entanto, esta reversão depende do tempo de recuperação do animal e da concentração da exposição inicial a toxina.

Um padrão de sintomas parecidos foi descrito por Haney *et al.* (1995), durante um estudo de exposição direta a extratos de células de *Aphanizomenon flos-aquae* e à saxitoxina purificada (STX) desta cepa, de *Daphnia carinata*. Neste ensaio os autores observaram a manifestação de efeitos diversos, como redução no batimento dos apêndices torácicos, elevada taxa de rejeição na porção abdominal e inibição direta na atividade motora destes microcrustáceos. Foi verificado neste experimento um percentual de recuperação e reversibilidade aos efeitos observados sobre os microcrustáceos quando estes não eram mais expostos às células e a toxina purificada.

Para Ferrão-Filho *et al.* (2004), os resultados obtidos em bioensaios com cladóceros podem ser excelentes ferramentas na detecção de toxinas de cianobactérias, principalmente das neurotoxinas, devido ao seu efeito paralisante característico. No entanto, a forma com se apresentam estas cepas (células intactas ou extratos liofilizados) pode influir nos resultados.

Durante o presente estudo, foram observadas pequenas variações espaço temporais na toxicidade das amostras testadas sobre os organismos zooplanctônicos. Estas variações na toxicidade podem estar diretamente associadas à variação nas concentrações de compostos toxigênicos presentes nos extratos de cianobactérias utilizados. Segundo Park *et al.* (1998), florações de *Microcystis aeruginosa* podem exibir consideráveis variações temporais na concentração de microcistinas. A variação

na toxicidade de uma floração natural pode ser causada pelo crescimento e senescência, com altas concentrações de microcistinas ocorrentes durante a fase de crescimento exponencial (PARK *et al.*, *op cit*).

Entretanto, variações sazonais nos efeitos tóxicos de *Microcystis* sobre *Daphnia* não parecem estar relacionadas às variações no conteúdo de microcistinas das florações (BENNDORF e HENNING, 1989; JUNGSMANN e BENNDORF, 1994). Durante o presente estudo, não foi possível estabelecer uma relação direta entre a concentração de cianotoxinas e os valores calculados de CL₅₀ nos testes com microcrustáceos. Isto pode ser comprovado pelo fato de que grande parte das amostras testadas, apesar de conterem elevadas concentrações de microcistinas, mostrou valores próximos de toxicidade daqueles aos extratos com baixos níveis detectados desta mesma cianotoxina. Um possível explicação desta condição pode estar relacionada à presença de outro fator, como a presença de outros compostos contidos nos extratos algais, que poderiam estar conferindo potencial tóxico as amostras.

Jungsmann (1992), avaliando a fração de um extrato de *M. aeruginosa* livre de microcistina, observou efeito letal para *Daphnia pulicaria*. O autor inferiu que este extrato continha um componente altamente tóxico para esta espécie que não era a microcistina-LR presente na fração isolada e que não causou efeito algum para *Daphnia*. Segundo Jungsmann (1992), a presença de outros compostos, que não somente as microcistinas, estariam provocando efeitos tóxicos aos dafinídeos. Outros estudos têm corroborado para avaliar os efeitos de extratos brutos de cianobactérias sobre vários organismos aquáticos. Isto demonstra que não apenas extratos brutos causam expressivo efeito das toxinas puras (OBEREMM *et al.*, 1997, 1999; OBEREMM, 2001; PIETSCH *et al.*, 2001), mas também que em extratos fracionados a maior toxicidade tem ocorrido em frações livres de microcistina (JUNGSMANN, 1992; FEUILLADE *et al.*, 1996; PIETSCH *et al.*, 2001; TARCZYNSKA, *et al.*, 2001; LÜRLING, 2003).

Estudos ecotoxicológicos realizados por Tarczynska *et al.* (2001), com amostras naturais de florações coletadas nos reservatórios Sulejow e Jeriorsko, Polônia, ambas dominadas por *Microcystis aeruginosa*, revelaram que os extratos purificados (contendo basicamente microcistinas) apresentaram menor toxicidade sobre microcrustáceos (*Daphnia magna* e *Thamnocephalus platyurus*), quando comparados com extratos brutos não purificados. Para estes autores, os altos valores de toxicidade de extratos brutos de cianobactérias, comparados com os parcialmente purificados, pode ser explicado pela presença adicional de outros compostos nestas amostras. Compostos tóxicos para *Daphnia* (CTD) foram isolados posteriormente por Jungsmann

(1995), em extratos de água contendo células hepatotóxicas de *Microcystis* PCC 7806. Estes compostos foram detectados no eluído, após a passagem do extrato bruto com água através de cartuchos C18. Nenhuma microcistina foi detectada neste eluído durante a realização de ensaios toxicológicos com *Daphnia* (JUNGMANN, 1995).

A presença destes compostos tóxicos (CTD) podem ser uma das possíveis fontes de interferência nos bioensaios toxicológicos realizados com *Daphnia*. Entretanto, isto não ocorre exclusivamente nos biotestes com *Daphnia*, mas em biotestes com qualquer grupo de microcrustáceos, pois esta interferência pode ser causada por compostos adicionais, sejam em cianobactérias hepato ou neurotóxicas. Kiviranta *et al.* (1991) demonstraram que metade dos extratos aquosos testados com espécies hepatotóxicas e não tóxicas de cianobactérias, que foram passadas através de cartuchos C18, foram tóxicas para *Artemia salina*. Estes mesmos compostos não apresentaram toxicidade em ensaios com camundongos. Resultados similares foram apresentados por Reinikainen *et al.* (1995), que verificaram que extratos de *Oscillatoria agardhii* não foram tóxicos em ensaios com camundongos, mas foram tóxicos em bioensaios com *Daphnia* e *Artemia*.

Estudos realizados por Vinagre *et al.* (2001) e Monserrat *et al.* (2001) demonstraram efeitos como inibição e ativação de sítios enzimáticos, como a atividade da acetilcolinesterase e da glutatona s-transferase em crustáceos marinhos e estuarinos (*Callinectes sapidus* e *Chasmagnathus granulata*), promovidos pela exposição de extratos algais semi purificados de *Anabaena spiroides* e *Microcystis aeruginosa*. Resultados similares foram reportados por Nogueira *et al.* (2004), após constatar um aumento expressivo na estimulação da enzima glutatona s-transferase de *Daphnia magna*, quando exposta ao contato com células intactas de *Cylindrospermopsis raciborskii* cultivadas em laboratório.

Trabalhos como os de Pietsch *et al.* (2001) têm demonstrado que compostos como os lipolissacarídeos (LPS) poderiam estar promovendo efeitos de modulação da toxicidade, com inibição dos processos enzimáticos de desintoxicação em microcrustáceos. Segundo estes autores, os LPS estariam reduzindo expressivamente a ação da atividade de enzimas como a glutatona s-transferase e as peroxidases, ambas responsáveis pelas vias de metabolização e excreção de substâncias tóxicas para fora das células, como microcistinas.

Para Reinikainen *et al.* (2001), a ácidos graxos polissaturados como o gama linolênico, normalmente encontrado em muitas espécies de cianobactérias, apresentam propriedades tóxicas comparáveis a àqueles de importantes poluentes, bem como observado em cianotoxinas (microcistina-LR), em ensaios com microcrustáceos, como *Daphnia magna*. Estudos realizados por Wiegand *et al.* (2002),

constaram que a presença de um metabólito, designado microcin SF608, peptídeo linear constituído por dois aminoácidos, provoca forte e direta inibição de enzimas como a serina protease e glutathione s-transferase, tanto em plantas aquáticas (*Vesicularia dubyana*) como em microcrustáceos (*Daphnia magna*).

Oberemm *et al.* (2001), comparando o efeito de toxinas isoladas com extratos de células de *Anabaena flos-aquae*, em peixes e anfíbios, constataram que os efeitos observados não poderiam ser explicados somente pelas toxinas conhecidas isoladamente. De acordo com o autor, o efeito sinérgico entre as toxinas e entre as demais substâncias presentes no extrato de células seriam capazes de incrementar consideravelmente a toxicidade.

Tendo em vista que não foi avaliada, durante este estudo, a presença de outras substâncias potencialmente nocivas em microcrustáceos, com os compostos tóxicos para *Daphnia* (CTD) (JUNGMANN, 1995), assume-se que a possível participação destas diferentes substâncias poderia estar promovendo um efeito sinérgico com as cianotoxinas, influenciando assim no aumento da toxicidade. Logo, estudos direcionados para o preenchimento da lacuna existente entre estes outros compostos tóxicos, deveriam ser considerados em futuras pesquisas, envolvendo o uso em biotestes de extratos algais brutos de cianobactérias. Desta forma, um maior entendimento da ação e dos efeitos promovidos por estes diferentes compostos, avaliados conjuntamente com as cianotoxinas em laboratório, por meio de exposição de espécies isoladas, colaboraria expressivamente para o entendimento das complexas interações existentes que ocorrem entre a biota aquática e os florescimentos de cianobactérias normalmente encontrados nos ambientes eutrofizados.

Os resultados obtidos nos ensaios toxicológicos com camundongos (*Swiss albino*) e microcrustáceos (*Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *C. silvestrii*), em geral, foram compatíveis às concentrações presentes de cianotoxinas (microcistinas e saxitoxinas) nas amostras analisadas durante o estudo. Não foi constatada qualquer relação de redução no potencial toxicológico, conferido pelas amostras testadas em razão da redução gradativa da eutrofização observada ao longo dos reservatórios em cascata do rio Tietê.

Embora alguns autores (STRASKRABA 1994; AGOSTINHO e GOMES 1997; STRASKRABA e TUNDISI, 1999) sustentem a idéia da capacidade autodepurativa dos sistemas ao longo da seqüência dos reservatórios em cascata, o presente estudo aponta para a manutenção de condições favoráveis ao surgimento de florescimentos de cianobactérias em todos os reservatórios. Foi notadamente verificada uma variação na distribuição e dominância espacial entre duas classes de cianobactérias

(*Chroococcales* e *Nostocales*) ao longo dos reservatórios investigados, ambas conferindo manutenção do potencial toxicológico para as amostras testadas durante este estudo.

Diante do que foi apresentado, reforça-se a urgente necessidade de outros estudos, que possam ser contemplados em programas de monitoramento destes ambientes e que possibilitem uma maior avaliação dos riscos potenciais, seja à biota aquática ou a populações humanas que utilizam essas águas, seja para a pesca, recreação e, futuramente, para no abastecimento público. Além disso, cabe a adoção de medidas mitigadoras mais eficazes no controle do intermitente e acelerado processo de eutrofização dos reservatórios analisados durante o presente estudo. A adoção desta tarefa representa um verdadeiro desafio no manejo desse sistema em cascata, dada a diversidade dos regimes operacionais, do tempo de residência e de outras peculiaridades a serem consideradas no conjunto destas construções.

6 CONCLUSÕES

- Os três primeiros reservatórios de Sistema Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga) foram considerados os mais eutrofizados durante o estudo. Isto foi devido ao grande aporte de nutrientes e materiais em suspensão (orgânico e inorgânico) advindos dos rios Piracicaba e Tietê, não deixando de se considerar, também, a contribuição contínua do reservatório de Barra Bonita aos reservatórios subseqüentes, bem como a de seus tributários, os quais recebem cargas orgânicas de regiões densamente povoadas e das extensas áreas utilizadas na cultura da cana-de-açúcar.
- Foi constatado o efeito depurativo com relação às concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) presentes na água ao longo da seqüência de reservatórios em série do Médio e Baixo rio Tietê, sendo o último reservatório (reservatório de Três Irmãos) do sistema em cascata o menos impactado durante o estudo.
- As classes Chlorophyceae e Cyanophyceae foram as mais representativas durante o período de estudo, em relação ao número de táxons identificados, sendo Cyanophyceae a classe que apresentou a maior densidade numérica e abundância relativa para as espécies encontradas e presentes, respectivamente, nos reservatórios do Sistema Tietê.
- Apesar do constatado efeito de redução da concentração dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) ao longo da cascata de reservatórios do rio Tietê, foi verificada a prevalência de altos valores de densidade e dominância de cianobactérias, bem como de suas toxinas em todos os ambientes investigados.
- Verificou-se um padrão de distribuição espacial entre as cianobactérias, com predominância, em elevadas densidades, de representantes da ordem *Chroococcales*, como o gênero *Microcystis*, principalmente nos três primeiros reservatórios do sistema em cascata (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga); enquanto espécies da ordem *Nostocales*, como *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Raphidiopsis sp.*, obtiveram sua dominância, com altas densidades de organismos associados, principalmente nos três últimos reservatórios do sistema Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos).
- Foi registrada a presença de cianotoxinas em todos os reservatórios do rio Tietê, sendo que microcistina ocorreu em 100% das amostras analisadas, enquanto que toxinas paralisantes do grupo das saxitoxinas apresentaram 85,29% de ocorrência nas amostras coletadas. Estes resultados despertam para uma atenção redobrada quanto ao uso destas águas, em vista da potencialidade de riscos de intoxicação humana, seja através do contato direto e primário com águas contendo estas cepas tóxicas, seja pelo consumo de água ou de pescado que eventualmente estejam contaminados por estas toxinas.

- Os bioensaios realizados com camundongos revelaram que mais de 93% das amostras testadas foram tóxicas, sendo 79% destas descritas como sendo de média e alta toxicidades, o que representa um risco eminente à saúde humana, durante o contato com estas águas na prática de atividades aquáticas de lazer e recreação, bem como pelo eventual consumo destas águas sem um tratamento recomendado.
- Os resultados apresentados nos testes ecotoxicológicos realizados com microcrustáceos demonstraram claramente o risco potencial que estas florações podem estar conferindo à biota aquática presente nos reservatórios do rio Tietê, independente de seu estado trófico, evidenciando uma possível transferência deste problema a elos tróficos superiores, caso estejam ocorrendo processos de bioacumulação destes compostos tóxicos.
- Embora se desconheça a magnitude total da contaminação que caracteriza estes reservatórios atualmente, é reconhecida a necessidade atual do uso racional destes mananciais, somada a medidas de recuperação destas águas eutrofizadas, de modo a minimizar a proliferação exagerada, inclusive nas regiões favoráveis para o desenvolvimento, de florações de cianobactérias tóxicas.
- Entre os fatores ambientais avaliados no presente estudo, a condição nutricional da água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, com destaque as concentrações das formas nitrogenadas, promoveram efeitos sobre a distribuição, composição e dominância das espécies de cianobactérias capazes de fixar estes nutrientes, como *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis*, naqueles ambientes em que foram mais escassos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, W.J. (1995). Aquatic toxicology testing methods. In: HOFFMAN, D.J. et al. *Handbook of ecotoxicology*. Boca Raton: Lewis. Cap.13, p.25-46.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (1997). Limnologia do reservatório de segredo: padrões de variação espacial e temporal. In: _____. *Reservatório de segredo: bases ecológicas para manejo*. Maringá: EDUEN. Cap.2, p.19-34.

AGUJARO, L.F.; ISAAC, R.L. (2003). Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – Estado de São Paulo – Brasil, e avaliação dos mananciais em relação à eutrofização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. *Anais*.p.1-8.

AMAND, A.S.T. (2002). *Cylindrospermopsis*: an invasive toxic alga. *Lakeline*, v.22, n.11, p.37-38. Disponível em:<<http://www.nalms.org/lakeline/II22-01.htm>>. Acesso em: 12 Nov. 2003.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18thed. Washington: APHA.

_____. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19thed. Washington: APHA.

AN, J.; CARMICHAEL, W.W. (1994). Use colorimetric protein phosphatase inhibition assay and enzyme linked immunosorbent assay for the study of microcystins and nodularins. *Toxicon*, Oxford, v.32, n.12, p.1495-1508, Dec.

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

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS (1984). *Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists*. 14thed. Arlington: AOAC.

ARANHA, F.J. (1990). *Influência de fatores hidráulicos e hidrológicos na composição e biomassa do fitoplâncton, em curto período de tempo na represa de Barra Bonita, médio Tietê, SP*. 150p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1990.

ARAUZO, M.; COBELAS, M.A. (1994). Phytoplankton strategied and time scales in a eutrophication reservoir. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.291, n.1, p.1-9, Oct.

ARCIFA, M.S.; FROEHLICH, C.G.; GIANESELLA-GALVÃO, M.F. (1981). Circulation patterns and their influence an physico-chemical and biological conduction in eight reservoirs in southern Brazil. *Verh. Int. Ver Limmnol.*, Stuttgart, v.219, p.1054-1059.

ARRUDA, J.A; MARZOLF, G.R.; FAULK, R.T. (1983). The role of suspended sediment in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. *Ecology*, Brooklym, v.64, n.5, p.1225-1235, Oct.

ASCOM (2005). *Resolução determina redução no fósforo na sabão em pó*. Disponível em:< <http://www.redeambiente.org.br/noticias>>. Acesso em: 5 maio 2005.

AZEVEDO, S.M.F.O. (1998). Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. *Medicine on line*, v.1, n.4, p.1-19.

_____. (2004). Medidas preventivas ou de remediação para a não ocorrência ou suspensão se florescimentos de cianobactérias e implicações para a qualidade de água em represas. In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: implicações potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2004, Avaré. *Resumos...* Avaré: [s.n.]. p.15.

AZEVEDO, S.M.F.O. et al. (1994). First report of microcystins from a brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, Dordrecht, v.6, n.3, p.261-265, June.

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

BAGANZ, D.; STAAKS, G.; STEINBERG, C. (1998). Impact of the cyanobacterial toxin, microcystins-LR, on the behavior of zebrafish (*Danio rerio*). *Water Research*, New York, v.32, n.3, p.948-952, Mar.

BAJARIAS, F.F.A.; RELOX JR., J.R. (1996). Hydrological and climatological parameters associated with the *Pyrodinium* blooms in Manila Bay, Phillipines. In: YASUMTO, T.; OSHIMA, Y.; FUKUYO, Y. (Ed.). *Harmful and toxic algal blooms*. Vigo: Intergovernmental Oceanography Commission of Unesco. p.49-52.

BANKER, R. et al. (1997). Identification of cylindrospermopsin in the cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanophyceae) isolated from lake Kinneret, Israel. *Journal Phycology*, Baltimore, v.33, n.4, p.613-616, Aug.

BARBOSA, F.A.R. et al. (1999). 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. p.425-437.

BENNDORF, J.; HENNING, M. (1989). *Daphnia* and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in bautzen reservoir. *International Revue der Gesamten Hydrobiologie*, Berlim, v.74, n.3, p.233-248.

BEYRUTH, Z. (2000). Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.424, p.51-65, Apr.

BEYRUTH, Z. et al. (1997). Water quality of Guarapiranga reservoir, 1991-1992, SP. Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, Stuttgart, v.26, p.675-683.

BICUDO, D.C. et al. (2004). Efeitos do represamento sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica do reservatório de Rosna, Baixo rio Paranapanema, São Paulo. In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: implicações potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2004, Avaré. *Resumos...* Avaré: [s.n.]. p.46.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. (2003). Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a *McyB* molecular marker. *Harmful Algae*, Amsterdam, v.2, n.1, p.51-60, Mar.

BLOMQUIST, P.; PETTERSON, A.; HYENSTRAND, P. (1994). Ammonium – nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.132, n.2, p.141-164, Dec.

BOLTOVSKOY, D. et al. (1985). Effects of net, pump and bottle sampling on the abundance estimates of planktonic Rotifera. *Journal of Plankton Research*, Oxford, v.7, n.2, p.295-302.

BOURRELY, P. (1981). *Les algues d'eau douce: initiation à la systematique, 2: les algues jaunes et brunes, les chrysophycées, pheophycées, xanthophycées et diatomées*. Paris: N. Bouhée.

_____. (1985). *Les algues d'eau douce: initiation à la systematique, 3: les algues blenes et rouges, les eugléniens, peridiniens et cryptomonadines*. Paris: N. Bouhée.

BOUVY, M. et al. (1999). Dynamic of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of norttheast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, Oldendorf, v.20, n.3, p.285-297.

_____. (2000). Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, Oldendorf, v.23, n.1, p.13- 27.

_____. (2003). Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.493, n.1/3, p.115-130, Feb.

BOWLING, L. (1994). Occurrence and possible causes of a severe cyanobacterial bloom in Lake Cargelligo, New South Wales. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, Melbourne, v.45, n.5, p.737-745.

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

BRANCO, C.W.C.; CAVALCANTI, C.G.B. (1999). A ecologia das comunidades planctônicas no Lago Paranoá. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO. p.573-595.

BRANCO, C.W.C.; SENNA, P.A.C. (1991). The taxonomic elucidation of the Paranoá Lake (Brasília, Brazil) problem: *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, Bruxelles, v.61, p.85-91.

_____. (1994). Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algological Studies*, v.75, p.85-96.

_____. (1996a). Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir, Brazil). *Algological Studies*, v.81, p.69-84.

_____. (1996b). Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll *a*, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasília, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.337, n.1/3, p.171-181, Nov.

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

BRANCO, S.M. (1959). *Algas tóxicas – controle das toxinas em águas de abastecimento*. São Paulo: DAE; SABESP. p.1-7.

_____. (1986). *Hidrologia aplicada à engenharia sanitária*. São Paulo: CETESB/ASCETESB.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005). *Resolução n.357, de 17 de março de 2005*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/resoluções>>. Acesso em: 15 abr.

BRASIL. Ministério da Saúde. (2004). *Portaria n.518 de 25 de março de 2004*. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.Br/legis/portarias/518_04.htm>. Acesso em: 23 jun.

BRAY, J.R.; CURTIS, J.T. (1957). Na ordenation of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, Durham, v.27, n.4, p.325-349, Oct.

BRESSAN, F. et al. (2001). Persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii* during a strong drought in a semi-arid reservoir, Caruaru, Pernambuco. In: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO SOBRE CIANOACTÉRIAS TÓXICAS: qualidade da água e saúde pública, 2001, Rio de Janeiro. *Resumos*, p.9.

BRITTAIN, S. et al. (2000). Isolation and characterization of microcystins from a river Nile strain of *Oscillatoria tenuis* Agardh ex Gomont. *Toxicon*, Oxford, v.38, n.12, p.1759-1771, Dec.

BURTON, G.A. (1991). Assessing the toxicity of freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, New York, v.10, p.1585-1627.

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

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

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

CALIJURI, M.C.; TUNDISI, J.G. (1990). Limnologia comparada das represas do Lobo e de Barra Bonita - estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para manejo. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.50, n.4, p.893-913.

CARLSON, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.22, n.2, p.361-369.

CARMICHAEL, W.W. (1988). Freshwater cyanobacteria (blue-green algae) toxins. In: OWNBY, C.L.; ODELL, G.V. (Ed.). *Nature toxins: characterization, pharmacology and therapeutics*. London: Pergamon Press. p.3-16.

_____. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. *Journal of applied Bacteriology*, Oxford, v.72, n.6, p.445-459, June.

_____. (1994). The toxins of cyanobacteria. *Scientific American*, New York, v.270, n.1, p.78-86.

CARMICHAEL, W.W.; FALCONER, I.A. (1993). Diseases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. In: FALCONER, I.R. (Ed.). *Algal toxins in seafood and drinking water*. Cambridge: Academic Press. p.187-209.

CARMICHAEL, W.W.; GORHAM, P.R. (1981). The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria. In: CARMICHAEL, W.W. (Ed.). *The water environment: algal toxic and health*. New York: Plenum Press. Cap.8, p.161-172.

CARMICHAEL, W.W.; SAFFERMAN, I.R. (1992). *A status report on planktonic cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins*. EPA / 600 / R-92 / 079, Jun/92.

CARMICHAEL, W.W. et al. (2001). Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, Research Triangle Park, v.109, n.7, p.663-668, July.

CARMO, C.F. (2000). *Aporte de nutrientes, nitrogênio e fósforo, e sua relação com os impactos antropogênicos em um lago urbano, São Paulo, SP, Brasil*. 137p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

CHISWELL, R.K. et al. (1999). Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.14, n.1, p.155-161, Feb.

CHORUS, I. (1998). *Die blualgen (cyanobakteriem) – ein berliner besonderheit welchეთ zusammenhang besteht zwischen dem massenhaften von blualgen und der nutzung von badegewässern?*. Apresentado ao Nachhaltigkeit im Wasserwesen in der Mitte Europas Symposium, Berlim, 1988.

_____. (2001a). Introduction: cyanotoxins - research for environment safety and human health. In: _____. (Ed.). *Cyanotoxins: occurrence, cause and consequences*. Berlin: Springer. p.1-4.

_____. (Ed.). (2001b). *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Berlin: Springer.

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

CHORUS, I.; FASTNER, J. (2001). Recreational exposure to cyanotoxins. In: CHORUS, I. (Ed.). *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. Berlin: Springer. p.190-199.

CHORUS, I.; MUR, L.R. (1999). Preventive measures. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. New York: E & FN Spon. p.235-274.

CHORUS, I. et al. (2000). Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health – part B*, Philadelphia, v.3, n.3, p.323-347, Oct./Dec.

CHRÉTIENNO-DINET, M.J. (1990). *Atlas du phytoplancton marin 3: chlorophycées, cryptophycées, euglenophycées, eustigmatophycées, prasinophycées, prymnesiophycées et tribophycées*. Paris: Centre National de la Recherche Scientifique.

CHRISTOFFERSEN, K. (1996). Ecological Implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. *Phycologia*, Berkeley, v.35, p.42-50.

CHU, F.S.; HUANG, X.; WEI, R.D. (1990). Enzyme-linked immunosorbent assay for microcystins in the blue-green algal blooms. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, Washington, v.73, n.3, p.451-456, May/June.

CICHRA, C.E.; MASSER, M.P.; GILBERT, R.J. (1994). *Fee fishing - location: site development and other considerations*. Overton: Southern Regional Aquaculture Center. (SRAC Publication, 482).

CIESLINSKI, A.H. (2003). *Ocorrência de microcistinas em mananciais utilizados para o abastecimento público e de centros de hemodiálise no Brasil*. 81p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2003.

CODD, G.A. (1995). Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, Oxford, v.32, n.4, p.149-156.

_____. (2000). Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v.16, n.1, p.51-60, Oct.

CODD, G.A.; BELL, S.G.; BROOKS, W.P. (1989). Cyanobacterial toxins in water. *Water Science and Technology*, Oxford, v.21, n.3, p.1–13.

COELHO, M.C.L.S. et al. (1998). Detecção de microcistinas em águas superficiais através de ensaio imunoenzimático (ELISA): resultados preliminares. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 5., 1998, Itajaí. *Resumos...* Itajaí: UNNALI/CTTMar. p.63.

COLE, G.A. (1975). *Textbook of limnology*. St Louis: Mosby.

COMITÊ das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. (1996). *Relatório de situação dos recursos hídricos*. [S.l.]

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1980). *Avaliação do potencial de ocorrência de maré vermelha no Estado de São Paulo*. Relatório.

_____. (1986). *Desenvolvimento de métodos para o estabelecimento de critérios ecotoxicológicos*. São Paulo. v.1

_____. (1992). *Métodos de avaliação de toxicidade de poluentes a organismos aquáticos*. São Paulo. v.1.

_____. (2001). *Relatório das águas interiores do Estado de São Paulo: 1998 – 2000*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/CETESB. (Série relatórios).

COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO (1998). *Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca*. São Paulo.

CONTE, S.M. et al. (2000). Ocorrência de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas bacias hidrográficas dos rios dos Sinos e Caí, RS – Brasil. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre, *Anais*. p.469.

_____. (2001). Occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in the Hydrological basins of Sinos river and Caí river, Rio Grande do Sul – Brazil. In: SEMINÁRIO LATIO-AMERICANO SOBRE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS: qualidade da água e saúde pública, 2001, Rio de Janeiro. *Resumos*. p.03.

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

COSTA, J.B.; ESPINDOLA, E.L.G. (2000). Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento em tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior, SP). In: ESPÍNDOLA, E.L.G. et al. (Ed.). *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*. São Carlos: Rima. p.17-28.

COSTA, S.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. (1994). Implantação de um banco de culturas de cianofíceas tóxicas. *Iheringia - série botânica*, v.45, p.69-74.

COSTA, S.M.; FERRÃO-FILHO, A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2004). Efeitos de duas cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanoprocariota) sobre zooplâncton (Crustacea, Cladocera). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 8., 2004, Florianópolis. *Resumos*... Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia. p.66.

CUNHA, N.T. (2004). *Metodologia para concentração e detecção de toxinas paralisantes em amostras ambientais*. 92p. Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2004.

DE FILIPPO, R. (1987). *Ciclo sazonal do fitoplâncton, fatores climáticos e hidrológicos na represa de Barra Bonita, São Paulo*. 90p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1987.

DE MOTT, W.R. (1999). Foraging strategies and growth inhibition in five *Daphnias* feeding on mixture of toxic cyanobacterium and a green alga. *Freshwater Biology*, Oxford, v.42, n.2, p.263-274, Sept.

DE MOTT, W.R.; ZHANG, Q.X.; CARMICHAEL, W.W. (1991). 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, Nov.

DEBERDT, G.L.B. (2002). *Estudos das Cianobactérias em um reservatório com elevado grau de trofia (reservatório de Salto Grande – Americana - SP)*. 166p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

DE BERNARDI, R.; GIUSSANI, R. (1990). Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.200/201, p.29-41.

DICKMAN, M. (1969). Some effects of lake renewal on phytoplankton productivity and species composition. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.14, n.5, p.660-666, Sept.

- DOKULIL, M.T.; TEUBNER, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.438, n.1/3, p.1-12, Nov.
- DOMINGOS, P. et al. (1999). First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.14, n.1, p.31-35, Feb.
- DOWNING, J.A.; OSENBURG, C.W.; SARNELLE, O. (1999). Meta-analysis of marine nutrient – enrichment experiments: variation in the magnitude of nutrient limitation. *Ecology*, Brooklym, v.80, n.4, p.1157-1167, June.
- EDMONDSON, W.T.; LITT, A.H. (1992). *Daphnia* in lake Washington. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.27, n.2, p.272-293, Mar.
- EL SAADI, O. et al. (1995). Murray river water, raised cyanobacterial cell counts, and gastrointestinal and dermatological symptoms. *Medical Journal of Australia*, Sydney, v.162, p.122-125.
- ELSER, J.J.; MARZOLF, E.R.; GOLDMAN, C.R. (1990). Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in freshwater of Nort America: a review and critique of experimental enrichments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v.47, n.7, p.1468-1477, July.
- ESPÍNDOLA, E.L.G. (1994). *Dinâmica da associação congênica das espécies de Notodiptomus spp na represa de Barra Bonita, São Paulo*. 363p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1994.
- ESTEVES, F. (1988). *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência; FINEP.
- _____. (1998). _____. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência.
- FALCONER, I.A. (1999). An overview of problems caused by toxic blue-gree algae (cyanobacteria) in drinking and recreation water. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.14, n.1, p.5-12, Feb.
- FALCONER, I.A.; BUCKELY, T.H. (1989). Tumour promotion by *Microcystis* sp, a blue-green alga occurring in water supplies. *Medical Journal of Australia*, Sydney, v.150, n.6, p.351, Mar.
- FALCONER, I.R. (1991). Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality*, New York, v.6, n.2, p.177-184, May.
- _____. (1993). Mechanism of toxicity of cyclic peptide toxins from blue-green algae. In: FALCONER, I.R. (Ed.). *Algal toxins in seafood and drinking water*. London: Academic Press. p.177-186.
- _____.; BURCH, M.D.; STEFFENSEN, D.A.; CHOICE, M. & COVERDALE, O.R. 1994. Toxicity of the blue-green algae (Cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. *Environ. Toxicol. Water Qual. Inter.*, 9: 131-139.
- _____.& HUMPAGE, A.R. 1996. Tumor promotion by cyanobacterial toxins. *Phycologia*. (suppl. 6): 74-79.

_____. (2001). Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters: risk and impacts on human health. *Phycologia*, Berkeley, v.40, n.3, p.228-233, May.

FERRÃO-FILHO, A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; DE MOTT, W.R. (2000). Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology*, Oxford, v.45, n.1, p.1-19, Sept.

FERRÃO-FILHO, A.S.; COSTA, S.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2004). Bioensaios com zooplâncton (Crustácea, Cladocera) como alternativa na detecção de toxinas de cianobactérias. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 8., 2004, Florianópolis. *Resumos...* Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia. p.86.

FERRÃO-FILHO, A.S.; KOLOWSKI-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2000). Acumulação de microcistinas no zooplâncton da Lagoa de Jacarepaguá, RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 6., 2000, São Carlos. *Resumos..* p.91.

_____. (2002). Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. *Aquatic Toxicology*, Amsterdam, v.59, n.3/4, p.201-208, Sept.

FERREIRA, F.M.B. et al. (2001). PSP toxins from *Aphanizomenon flos-aquae* (cyanobacteria) collected in the Crestuma-Lever reservoir (Douro river, northern Portugal). *Toxicon*, Oxford, v.39, n.6, p.757-761, June.

FERREIRA, R.A.R. (1998). *Flutuações de curto prazo da comunidade fitoplanctônica na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, São Paulo), em duas estações do ano (seca e chuvosa)*. 227p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos, 1998.

FEUILLADE, M.; JANN-PARA, G.; FEUILLADE, J. (1996). Toxic compounds to *Artemia* from blooms and isolates of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens*. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.138, n.2, p.175-186, Dec.

FITZGERALD, D.J.; CUNLIFE, D.A.; BURCH, M.D. (1999). Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in south of Australia. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.14, n.1, p.203-209, Feb.

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

FRANCIS, G. (1878). Poisonous Australian lake. *Nature*, London, v.18, p.11-12.

FRANK, C. (2004). Microcystin-producing cyanobacteria in recreational waters in southwestern Germany. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.17, n.4, p.361-366, Aug.

FRANZEN, M. et al. (2004). Possíveis causas de disponibilização de fósforo nos reservatórios do Sistema Salto (RS). In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: implicações potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2004, Avaré. *Resumos...* Avaré: [s.n.]. p.63.

FUJIKI, H. et al. (1990). New tumor promoters from marine natural products. In: HALL, S.; STRICHARTZ, G. (Ed.). *Origin, structure and molecular pharmacology*. Washington: American Chemical Society. p.232-240. (ACS Symposium Series, 418).

FULTON, R.S. (1988). Grazing on filamentous algae by herbivorous zooplankton. *Freshwater Biology*, Oxford, v.20, n.2, p.263–271, Oct.

FULTON, R.S.; PAERL, H.W. (1987). Toxic and inhibitory effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on herbivorous zooplankton. *Journal of Plankton Research*, Oxford, v.9, n.5, p.837-855.

GANF, G.G. (1974). Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake, Lake George, Uganda. *Journal Ecology*, Oxford, v.62, n.2, p.611-629.

GAULIVAN-DIAZ, R.A. (1990). *Flutuações nictimerais dos fatores ecológicos da represa de Barra Bonita (Médio Tietê, SP)*. 150p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1990.

GENTIEN, P.; LAZURE, P. ; RAFFIN, B. (1997). Effect of meteorological conditions in spring on the extent of a *Gymnodinium nagasakiense* bloom. In: REGUERA, B. et al. (Ed.). *Harmful algae*. Vigo: Xunta de Galicia Intergovernmental Oceanograph Commission of UNESCO. p.200-203.

GENTIL, J.G. (1984). *Estudo limnológico comparado de cinco reservatórios do Estado de São Paulo, localizados em diferentes sistemas hidrográficos*. 269p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1984.

GEORGE, D.G.; EDWARDS, R.W. (1976). The effects of wind on the distribution of chlorophyll a and crustacean plankton in a shallow eutrophic reservoir. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v.13, n.3, p.667-690.

GIANI, A. (1994). Limnology in pampulha reservoir: some general observations with emphasis on the phytoplankton community. In: PINTO-COELHO, R.M.; GIANI, A.; SPERLING, E. (Ed.). *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies*. Belo Horizonte: UFMG; SEGRAC. p.151-163.

GIANI, A.; DELGADO, P.C.S. (1998). Growth dynamics and competitive ability of green (*Oocystis lacustris*) and a blue-green alga (*Synechocystis* sp.) under different N:P ratios. *Verh Int. Ver. Limnol.*, v.26, p.1693-1697.

GILBERT, J.J. (1990). Differential effects of *Anabaena affinis* on cladocerans and rotifers: mechanism and implication for zooplankton community structure. *Ecology*, Brooklym, v.71, n.5, p.1727-1740, Oct.

GLIWICZ, Z.M. (1990a). *Daphnia* growth at different concentrations of blue-green filaments. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.120, n.1, p.51-65, Nov.

_____. (1990b). Why do cladocerans fail to control algal blooms?. *Hidrobiologia*, Dordrecht, v.200/201, p.83-97, Aug.

GOLDBERG, R.; TRIPLETT, T. (1977). *Murky waters: environmental effects of aquaculture in the United States*. Washington: Environmental Defense Fundations.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of fresh water*. Oxford: Blackwell Scientific. (IBP Handbook, 8).

GOODWIN, K.L. (1997). *Dinâmica das populações de cianobactérias no reservatório da Pampulha (MG) em duas escalas temporais (sazonais e diurna)*. 200p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas, Belo Horizonte, 1997.

GÜNTZEL, A.M. (2000). *Variações espaço-temporal da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do médio e baixo Tietê/Paraná*. 445p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

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

_____. (1978). Trimmed spearman-kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science & Technology*, Easton, v.12, n.4, p.417.

HANEY, J.F.; SASNER, J.F.; IKAWA, M. (1995). Effects of products released by *Aphanizomenon flos-aquae* and purified saxitoxins on the movements of *Daphnia carinata* feeding appendages. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.40, n.2, p.263-272, Mar.

HARADA, K.I. et al. (1988). Improved method for purification of toxic peptides produced by cyanobacteria. *Toxicon*, Oxford, v.26, n.5, p.433-439.

_____. (1990). Structural determination of geometrical-isomers of microcystins LR and RR from cyanobacteria by two-dimensional NMR spectroscopic techniques. *Chemical Research in Toxicology*, Washington, v.3, n.5, p.473-481.

HARADA, K.I.; KONDO, F.; LAWTON, L. (1999). Laboratory analysis of cyanotoxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E& FN Spon. p.369-405.

HARRIS, G.P. (1986). *Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation*. New York: Chapman & Hall.

HAWKINS, P.R.; GRIFFITHS, D.J. (1993). Artificial destratification of a small tropical reservoir: effects upon the phytoplankton. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.254, n.3, p.169-181, Mar.

HAWSER, S.P. et al. (1991). A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. *Toxicon*, Oxford, v.29, n.3, p.277-278.

HECKEY, R.E.; KILHAM, P. (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environment: a review of recent evidences of the effects of enrichment. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.33, n.4, pt.2, p.796-822, July.

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

HENRIKSEN, P.; MOESTRUP, O. (1997). Seazanol variation in microcystin contents of danish cyanobacteria. *Nature Toxins*, v.5, p.99-106.

- HENRY, R.; GOUVEIA, L. (1993). Os fluxos de nutrientes e sestão em curso de água do Alto Paranapanema (São Paulo) – sua relação com usos do solo e morfologia das bacias de drenagem. *Na Acad. Ci.*, v.65, n.4, p.439-451.
- HIROOKA, E.Y. et al. (1999). Survey of microcystins in water between 1995 and 1996 in Paraná, Brazil using ELISA. *Nature Toxins*, v.7, n.3, p.103–109.
- HONDA, R.Y. et al. (2001). Toxicidade e aspecto ecológicos de *Microcystis panniformis* no Lago das Garças, São Paulo, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. *Resumos...* João Pessoa: Sociedade Brasileira de Limnologia. p.212.
- HUMPAGE A.R. et al. (1994). Paralytic shellfish poisons from Australian cyanobacterial blooms. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, Melbourne, v.45, n.5, p.761-771.
- HUSZAR, V.L.M. (1994). *Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago Batata, Para, Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais*. 219p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.
- HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N. (1998). The relationship between phytoplankton composition and physical chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological – functional approaches in six temperate lakes. *Freshwater Biology*, Oxford, v.40, n.1, p.1-18, Aug.
- HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S. (1999). *Estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos*. Rio de Janeiro: Limnotemas. v.2.
- HUSZAR, V.L.M. et al. (2000). Cyanoprokaryota assemblages in the eighth productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.424, n.1/3, p.67-77, Apr.
- HWANG, S.J.; KWUN, S.K.; YOON, C.G. (2003). Water quality and limnology of Korean reservoirs. *Paddy and Water Environment*, Berlim, v.1, n.1, p.43–52, Mar.
- HYENSTRAND, P. (1999). *Factors influencing the success of pelagic cyanobacteria*. 50p. Ph.D.Thesis – Uppsala University, Uppsala, 1999.
- HYENSTRAND, P.; BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A. (1998). Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems – a literature review. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, v.51, p.41-62.
- IMBERGER, J. (1985). The diurnal mixed layer. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.30, n.4, p.737-770, July.
- INFANTE, A.; RIEHL, W. (1986). The effect of cyanophyta upon zooplankton in a eutrophic tropical lake. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.113, p.293-298, June.
- INTERNACIONAL ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY CENTRE (2001). *Planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização*. São Carlos: Rima.
- ISAWEB, 2004. Implantação de um Parque Aquícola na região do Lago da Usina Hidroelétrica de Ilha Solteira, SP. Disponível em <[http:// www.ilhasolteira.com.br/noticias](http://www.ilhasolteira.com.br/noticias)>, acessado: em 20 de janeiro de 2005.

ISTVÁNOVICS, V.; SOMLYÓDY, L.; CLEMENT, A. (2002). Cyanobacteria-mediated internal eutrophication in shallow lake balaton after load reduction. *Water Research*, New York, v.36, n.13, p.3314-3322, July.

ISTVÁNOVICS, V. et al. (2000). Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biology*, Oxford, v.43, n.2, p.257–275, Mar.

JACOBY, J. et al. (2000). Environmental factors associate with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v.57, n.1, p.231-240, Jan.

JANG, M.H. et al. (2003). Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. *Freshwater Biology*, Oxford, v.48, n.9, p.1540-1550, Sept.

JARDIM, F.A. (1999). *Implementação e realização de cianotoxinas com avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento da COPASA-MG, Minas Gerais*. 104p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1999.

JARDIM, F.A. (2001). Primeira detecção de cianobactérias tóxicas em uma represa da CEMIG – São Simão MG/GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001, João Pessoa. *Resumos...* João Pessoa: Sociedade Brasileira de Liminologia. p.111.

JARDIM, F.A.; BRAGA, J.M.S.; AZEVEDO, S.M.F.O. (1999). Ocorrência de *Cylindrospermopsis raciborskii* neurotóxica em lagoas Cársticas – Confins – MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., 1999, Florianópolis. *Resumos...* Florianópolis: UFSC. p.523.

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

JOCHIMSEN, E.M. et al. (1998). Liver failure and death after exposure to microcystins at a haemodialysis center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, Waltham, v.338, n.13, p.873-878.

JONES, G.J.; ORR, P.T. (1994). Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research*, New York, v.28, n.4, p.871-876, Apr.

JØRGENSEN, S.E.; VOLLENWEIDER, R.A. (Ed.). (1989). *Principles of lake management*. Kusatsu-Shi: ILEC/UNEP. (Guidelines of lake management, 1).

JUNGMANN, D. (1992). Toxic compounds isolate from *Microcystis* PCC7806 that are more active against *Daphnia* than two microcystins. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.37, n.1, p.177-178, Jan.

_____. (1995). 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, Nov.

JUNGMANN, D.; BENNDORF, J. (1994). 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, Aug.

JUNGMANN, D.; HENNING, M.; JUTTNER, F. (1991). Are the same compounds in *Microcystis* responsible for toxicity to *Daphnia* and inhibition of its filtering rate?. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, Berlin, v.76, n.1, p.47-56.

KAAS, H.; HENRIKSEN, P. (2000). Saxitoxins (psp toxins) in Danish lakes. *Water Research*, New York, v.34, n.7, p.2089-2097, May.

KALFF, J.; WATSON, S. (1986). Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.138, p.161-176, Aug.

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

KAPPERS, F.I. (1984). *On population of the cyanobacterium Microcystis aeruginosa*. 175p. Ph.D. Thesis - University of Amsterdam, 1984.

KAYA, K.; WATANABE, M.M. (1998). Microcystin composition of an axenic clonal strain of *Microcystis viridis* and *Microcystis viridis*-containing waterblooms in Japanese freshwaters. *Journal of Applied Phycology*, Dordrecht, v.2, p.173-179.

KELMAN, J. (1999). 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.

KIRK, J.T.O. (1986). Optical limnological – a manifesto. In: DECKKER, P.; WILLIAMS, W.F. (Ed.). *Limnology in Austria*. Dordrecht: Dr.Junk. p.33-62.

KITZMANN, D.; ODEBRECHT, C. (1990). Comparação de fitoplâncton coletado com garrafa Van Dorn e bomba de sucção no Estuário do Lagoa dos Patos (RS). *Atlântica*, Rio Grande, v.12, n.2, p.21-29.

KIVIRANTA, J.; SIVONEN, K.; NIEMELA, S.I. (1991). Detection of toxicity of cyanobacteria by *Artemia salina* bioassay. *Environmental Toxicology and Water Quality*, New York, v.6, n.4, p.423-436, Nov.

KLAPES, N.A. (1990). Acute toxicity of the natural algicide, cyanobacterin, to *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Amsterdam, v.20, n.2, p.167-174, Oct.

KOMÁREK, J. (1983). Contribution to the chlorococcal algae of Cuba. *Nova Hedwigia*, Weinheim, v.37, n.1, p.65-180.

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

_____. (2002). Problems in cyanobacterial taxonomy: implication for most common toxin producing species. In: WORKSHOP FRESHWATER HARMFUL ALGAL BLOOMS: health risk and control management, 2000, Roma. *Proceedings...* Roma: Istituto Superiore di Sanità. p.6-43. Rapporti ISTISAN 02/9.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. (1989). Modern approach to the classification system of cyanophytes, 4 – nostocales. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.82, n.3, p.247-345, Suppl.5.

KOMÁREK, J.; KLING, H. (1991). Variation in six planktonic cyanophyte genera in Lake Victoria (East Africa). *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, suppl.88, p.21–46.

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

KOMÁRKOVÁ, J. (1998). 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: Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe; Sociedade Brasileira de Ficologia. v.1, p.327-340.

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

KOTAK, B.G. et al. (1995). Variability of the hepatotoxina microcystin-LR in hypereutrophic drinking water lakes. *Journal od Phycology*, Baltimore, v.31, n.1, p.148-163, Feb.

_____. (2000). Role of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v.57, n.8, p.1584–1593, Aug.

KROMKAMP, J.C.; HEUVEL, A.V.D.; MUR, L.R. (1989). Phosphorus uptake and photosynthesis by phosphate-limited culture on the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *British Phycological Journal*, London, v.24, n.4, p.347-355, Dec.

KUIPER-GOODMAN, T. et al. (1994). Microcystins in drinking water. In: STEFFENSEN, D.A.; NICHOLSON, B.C. (Ed.). *Toxic cyanobacteria – a global perspective*. Salisbury: Australian Centre for Quality Research. p.17-23.

KYONG, H.A.K.; KIM, H.W.; JOO, G. (1998). The phytoplankton succession in the lower part of hypertrophic Nakdong River (Mulgum), South Korea. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.369/370, p.217-227.

LAGOS, N. et al. (1999). The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater Cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, Oxford, v.37, n.10, p.1359-1373, Oct.

LAMBERT, W. (1981). Inibitory and toxic effect od the blue-green algae on *Daphnia*. *International Revue der Gesomlen Hydrobiologie, Berlim*, v.66, n.3, p.285-298.

_____. (1982). Furth studies on the inibitory effects of the toxic Blue-Green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.95, n.1/4, p.207-220.

_____. (1987). Field studies on zooplankton – cyanobacteria interations. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Wellington, v.21, p.467-475.

LAMBERT, W.; HOLMES, C.F.B.; HRUDEY, S.E. (1994). Microcystin class of toxins: health effects and safety of drinking water supplies. *Environmental Review*, Denver, v.2, p.167–186.

LANARAS, T. et al. (1989). Toxic cyanobacteria in greek freshwaters. *Journal of Applied Phycology*, Dordrecht, v.1, p.67-73.

LANGE, W. (1976). Speculations on a possible essential function of the gelatinous sheath of blue-green algae. *Canadian Journal of Microbiology*, Ottawa, v.22, n.8, p.1181-1185.

LAWTON, L.A.; CODD, G.A. (1991). Cyanobacterial (blue-green algae) toxins and their significance in UK and European waters. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, Suffolk, v.5, n.4, p.460-465, Aug.

LAWTON, L.A. et al. (1994). Evaluation of assay methods for the determination of cyanobacterial hepatotoxicity. In: CODD, G.A. et al. (Ed.). *Detection methods for cyanobacterial toxins*. Cambridge: The Royal Society of Chemistry. p.111-116.

LEE, T.H.; CHEN, Y.M.; CHOU, H.N. (1999). Toxicity assay of cyanobacterial strains using *Artemia salina* in comparison with the mouse bioassay. *Acta Zoologica Taiwanica*, Taipei, v.10, n.1, p.1-8.

LEEUWEN, C.J. (1988). Short term toxicity testing. In: KRUIJF, H.A.M.; ZWART, D. *Manual on aquatic ecotoxicology*. Cap.18, p.108-112.

LEITE, M.A. (1998). *Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto Grande (Americana - SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema*. 146p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

_____. (2002). *Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana – SP*. 175p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

LEWIS JR., W.M. (1986). Phytoplankton succession in Lake Valencia, Venezuela. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.138, p.189-203, Aug.

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

LIND, O.T.; DÁVALOS-LIND, L. (1991). Association of turbidity and organic carbon with bacterial abundance and cell size in a large, turbid, tropical lakes. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.33, n.6, pt.1, p.1200-1208, Nov.

_____. (1999). Suspended clay: its role in reservoir productivity. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (ed.). *Theoretical reservoir ecology and its application*. São Carlos; Rio de Janeiro: International Institute of Ecology; Brazilian Academy of Sciences. p.85-98.

LIND, O.T.; TERREL, T.; KIMMEL, B. (1993). Problems in reservoir trophic state classification and implications for reservoir management. In: STRASKRABA, M.;

TUNDISI, J.G.; DUCAN, A. (Ed.). *Comparative reservoirs limnology and water quality management*. Dordrecht: Kluwer Academic. p.57-67.

LORENZI, A.S. (2004). *Abordagens moleculares para detector cianobactérias e seus genótipos produtores de microcistinas presentes nas represas Billings e Guarapiranga, São Paulo, Brasil*. 92p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz Armando Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

LÜRLING, M. (2003). Effects of microcystin-free and microcystin-containing strain of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on growth of the grazer *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.18, n.3, p.202-210, June.

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

MACEDO, I.C.; LEAL, M.R.L.V.; SILVA, J.E.A.R. (2004). *Balço das emissões de gases do efeito estufa na produção e no uso de etanol no Brasil*. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. (Relatório técnico). Disponível em: <<http://www.unica.com.br/relatórios>>. Acesso em: 23 fev.

MACKERETH, F.G.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. (1978). *Water analysis some revised methods for limnologist*. Ambleside: Freshwater Biological Association. (Freshwater Biological Association Scientific Publication, 36).

MACKINTOSH, C. et al. (1990). Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters*, Amsterdam, v.264, n.2, p.187–192, May.

MAGALHÃES, V.F. et al. (2001). Microcystins contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, Oxford, v.39, n.7, p.1077-1085, July.

_____. (2003). Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon*, Oxford, v.42, n.3, p.289-295, Sept.

MAHMOOD, N.A.; CARMICHAEL, W.W. (1986). Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* NH-5. *Toxicon*, Oxford, v.24, n.2, p.175–186.

_____. (1987). Anatoxin-a(s), an anticholinesterase from the cyanobacterium *Anabaena flos-aquae* NRC-525-17. *Toxicon*, Oxford, v.25, n.11, p.1221–1227.

MAKULA, A.; SOMMER, U. (1993). Relationship between resource rations and phytoplankton species composition during spring in five north German lakes. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.38, n.4, p.846-856, June.

MARGALEF, R. (1981). 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, 1981, São Carlos. *Anais...* São Carlos: USP. p.

_____. (1983). *Limnología*. Omega: Barcelona.

MARINHO, M.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2000). Razão N/P e a dominância de cianobactérias: causa ou consequência. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL/REPRESA DO LOBO - 30 anos de pesquisa em limnologia, gerenciamento e participação da comunidade e bases científicas para o gerenciamento da eutrofização, 2000, São Carlos. *Resumos...* São Carlos: CRHEA/EESC/USP. p.50.

MARINO, L. et al. (2001). Ocorrência de *Microcystis sp* e microcistinas na represa Rio Grande, São Paulo, Brasil. In: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO SOBRE CIANOACTÉRIAS TÓXICAS – QUALIDADE DE ÁGUA E SAÚDE PÚBLICA, 2001, Rio de Janeiro. *Resumos...* Brasília: MS/FUNASA. p.16.

MARKER, F.H.; NUSCH, E.A.; RAI, H. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.14, p.91-106.

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

MATSUMURA-TUNDISI, T.; HINO, K.; CLARO, S.M. (1981). Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, v.21, p.1040-1047.

MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. (1990). Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.50, n.4, p.923-935.

_____. (2000). O efeito das barragens do “River Continuum” (Médio Tietê) nos fatores biogeoquímicos e na diversidade zooplânctônica. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL REPRESA DO LOBO - 30 anos de pesquisa em limnologia, gerenciamento e participação da comunidade e bases científicas para o gerenciamento da eutrofização, 2000, São Carlos. *Resumos...* São Carlos: CRHEA/EESC/USP. p.40.

MATTHIENSEN, A.; BARBOSA, T.C.P. (2003). Fitoplâncton potencialmente nocivo em corpos d'água costeiros utilizados para o consumo humano: dados preliminares da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 9., 2003, Juiz de Fora. Secções orais.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J.S.; COOD, G.A. (1999). Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no Estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.59, n.2, p.1-15

MATTHIENSEN, A. et al. (2000). [D-Leu1] microcystin-LR, from the cyanobacterium *Microcystis* RST 9501 and from a *Microcystis* bloom in the Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Phytochemistry*, Oxford, v.55, n.5, p.383-387, Nov.

McMARTHY, J.J.; GOLDMAN, J.C. (1979). Nitrogenous nutrition of marine phytoplankton in nutrient-depleted waters. *Science*, Washington, v.203, p.670-672.

McNAUGHT, D.C.; CHEN, W.; CAI, H.J. (1995). Grazing on *Microcystis* by cladocerans and copepods in Tai Hu. In: CONGRESS OF INTERNATIONAL ASSOCIATION OF THEORETICAL AND APPLIED LIMNOLOGY, 26./ BRAZILIAN LIMNOLOGICAL CONGRESS, 5., 1995, São Paulo. *Abstracts...* São Paulo: [s.n.]. p.177.

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

_____. (2000b). Concentrações de microcistinas e toxicidade nas formas coloniais de *Microcystis aeruginosa* em florações no Estuário da Lagoa dos Patos, RS. In: ESPÍNDOLA, E.L.G. et al. (Ed.). *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*. São Carlos: Rima. p.521-536.

MINILLO, A. et al. (2003). Toxicity and cyanotoxins registered in cyanobacteria blooms in dams of the Medium and Low Tietê river (São Paulo State – Brazil). In: IBERIAN AND IBEROAMERICAN CONGRESS OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY, 5./2., 2003, Porto. *Abstracts*. p.311.

MINILLO, A. et.al. (2004). Ocorrência e toxicidade de florações de Cianobactérias nos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê. In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: implicações potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2004, Avaré. *Resumos...* Avaré: [s.n.]. p.52.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Fundação Nacional de Saúde (2003). *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília – DF.

MINISTERIO DOS TRANSPORTES (2003). *Resumo informativo sobre eclusas*. Disponível em: <<http://www.transportes.gov.br>>. Acesso em: 10 nov. 2004.

MITTAL, A.; AGARWAL, M.; SCHIVPURI, D. (1979). Respiratory allergy to algae: clinical aspects. *Annals of Allergy*, Mt.Prospect, v.42, n.4, p.253-256.

MOFATI, E.C. et al. (2004). Reservatório de duas bocas: potencial de florações de cianobactérias. In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: implicações potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2004, Avaré. *Resumos...* Avaré: [s.n.]. p.49.

MOHAMED, Z. (2001). Accumulation of cyanobacterial hepatotoxins by daphnia in some egyptian irrigation canals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Amsterdam, v.50, n.1, p.4–8, Sept.

MOHAMED, Z.A.; CARMICHAEL, W.W.; HUSSEIN, A.A. (2003). Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an egyptian fish farm containing a *Microcystis* bloom. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.18, n.2, p.137–141, Apr.

MOLICA, R.J.R. et al. (1999). Fatores ambientais relacionados à dominância e toxicidade das cianobactérias no açude Tabocas, Caruaru – PE. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA, 8., 1999, Porto de Galinhas. *Resumo...* Porto de Galinhas: Sociedade Brasileira de Ficologia. p.163.

MOLICA, R.R. et al. (2002). Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. *Phycologia*, Berkeley, v.41, n.6, p.606-611, Nov.

MONSERRAT, J.M.; YUNES, J.S.; BIANCHINI, A. (2001). Effects of *Anabaena spiroides* (cyanobacteria) aqueous extracts on the acetylcholinesterase activity of aquatic

species. In: REUNIÓN ANNUAL DE SETAC LATINOAMÉRICA - oportunidades para la protección ambiental en América Latina, 4., 2001, Buenos Aires, Sección ME7.

MONTAGNOLLI, W. et al. (2004). Acute effects of *Microcystis aeruginosa* from the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil, on the microcrustacean *Kalliapseudes schubartii* (crustacea: tanaidacea). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, New York, v.46, n.4, p.463–469, May.

MORAES, A.R. (1999). *Estimativa de estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana – SP)*. 94p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

MORETO, E.; NOGUEIRA, M.G. (2003). Physical and chemical characteristics of lavapes and Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita reservoir (São Paulo – Brazil). *Acta Limnologica Brasileira*, São Carlos, v.15, n.1, p.27-39

MUR, L.R.; SKULBERG, O.M.; UTKILEN, H. (1999) - Cyanobacteria in the environment. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). *Toxic cyanobacteria in water. a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon. p.15–40.

MURAKAMI, E.A. et al. (2001). Prevalência de cianobactéria em água bruta de abastecimento em 17 estados brasileiros. In: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO SOBRE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS: qualidade da água e saúde pública, 2001, Rio de Janeiro. *Resumos...* Brasília: MS/FUNASA. p.10.

NASCIMENTO, S.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. (1999). Changes in cellular component in a cyanobacterium (*Synechocystis aquatilis* f. *salina*) subjected to different N/P ratios – an ecophysiological study. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.14, n.1, p.37-44, Feb.

NEGRI, A.P.; JONES, G.J.; HINDMARSH, M. (1995). Sheep mortality associated with paralytic shellfish poisons from the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Toxicon*, Oxford, v.33, n.10, p.1321-1329, Oct.

NEGRI, A.P. et al. (1997). Effect of culture and bloom development and of sample storage on paralytic shellfish poisons in the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Journal of Phycology*, Baltimore, v.33, n.1, p.26-35, Feb.

NETO, R.; PINTO, A.C. (2001). Monitoramento de cianobactérias nos rios: Atibaia e Capivari, Campinas, Brasil. In: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO SOBRE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS – qualidade de água e saúde pública, 2001, Rio de Janeiro. *Resumos...* Brasília: MS/FUNASA. p.8.

NISHIHARA, H. et al. (1997). Random amplified polymorphic DNA (RAPD) analyses for discriminating genotypes of *Microcystis* cyanobacteria. *Bioscience Biotechnology and Biochemistry*, Tokyo, v.61, n.7, p.1067–1072, July.

NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R. et al. (1992). Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology*, Berlin, v.118, n.6, p.420–424, June.

NISHIZAWA, T. et al. (1999). Genetic analysis of the peptide synthetase genes for a cyclic heptapeptide microcystin in *Microcystis* spp. *Journal of Biochemistry*, Tokyo, v.126, n.3, p.520–529.

- NIZAN, S.; DIMENTMAN, C.; SHILO, M. (1986). Acute toxic effects of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia magna*. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.31, n.3, p.497-502, May.
- NOBRE, M.M.Z.A. (1997). *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*. 154p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- NOGUEIRA, I.C.G. (2004). Toxicity of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* to *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.19, n.5, p.453-459, Oct.
- NOGUEIRA, M.G. (1996). *Composição, abundância, dominância e distribuição espacial (horizontal e vertical) das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica e dos fatores físico-químicos da represa de Jurumirim, Rio Paranapanema – SP*. 439p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996
- _____. (2000). Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim reservoir (Paranapanema river), São Paulo, Brazil. *Hidrobiologia*, Dordrecht, v.431, n.2/3, p.115-128, July.
- NOGUEIRA, M.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (1994). Limnologia de um sistema artificial raso (represa do Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das variáveis físicas e químicas. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.54, n.1, p.147-159.
- NOGUEIRA, N.M.C. (1997). *Dinâmica populacional de Microcystis aeruginosa kützing (cyanophyceae/cyanobacteria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil*. 109p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, 1997.
- NORRIS R.L.G. et al. (2002). Hepatic xenobiotic metabolism of cylindrospermopsin in vivo in the mouse. *Toxicol*, Oxford, v.40, n.4, p.471-476, Apr.
- NUSCH, E.A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, v.14, p.14-36.
- OBBEREMM, A. (2001). Effects of cyanotoxins on early life stages of fish and amphibians. In: CHORUS, I. (Ed.). *Cyanotoxins - occurrence, causes, consequences*. Berlin: Springer. p.240-248.
- OBBEREMM, A.; FASTNER, J.; STEINBERG, C. (1997). Effects of microcystins-LR and cyanobacterial crude extracts on embryo-Larval development of zebrafish (*Danio rerio*). *Water Research*, New York, v.31, n.11, p.2918-2921, Nov.
- OBBEREMM, A. et al. (1999). Effects of cyanobacterial toxins and aqueous crude extract of cyanobacteria on the development of fish and amphibians. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.14, n.1, p.77-88, Feb.
- ODEBRECHT, C. et al. (1987). Florações de *Microcystis* (cianobactérias) na Lagoa dos Patos, RS. Pap. Pres. Simp. Ecos. Cost. Sul e Sud. Bras.: Sínt. Conh. Cananéia, SP., April 11-16.
- ODUM, E.P. (1983). *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 434p.

OGAWA, R.E.; CARR, J.F. (1969). The influence of nitrogen on heterocyst production in the blue-green algae. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.14, n.3, p.342-351, May.

OHTA, T. et al. (1994). Nodularin, a potent inhibitor of protein phosphatases 1 and 2, is a new environmental carcinogen in male F344 rat liver. *Cancer Research*, Baltimore, v.54, n.24, p.6402-6406, Dec.

OKAMOTO-RIVELINO, V.K. et al. (2001). 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, 2001, Rio de Janeiro. *Resumos...* Brasília: MS/FUNASA. p.29.

OLIVEIRA, A.C.P.; SAMPAIO, G.F.; GÔMARA, G.A. (2003). Detecção de hepatotoxinas e neurotoxinas (toxinas de cianobactérias) no reservatório do Funil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 9., 2003, Juiz de Fora. Seções de painéis.

ONODERA, H. et al. (1997). Confirmation of anatoxin-a(s), in the Cyanobacterium *Anabaena lemmermannii*, as the cause of bird kills in danish lakes. *Toxicon*, Oxford, v.35, n.11, p.1645-1648, Nov.

OSHIMA, Y. (1995). Post-column derivatization HPLC methods for paralytic shellfish poisons. *International Oceanographic Commission Manuals and Guides of UNESCO*, pp. 81-94.

OTHANI, I.; MOORE, R.E.; RUNNEGAR, M.T.C. (1992). Cylindrospermopsin, a potent hepatotoxin from the blue-green algae *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Journal of the American Chemical Society*, Easton, v.114, n.20, p.7941-7942.

OUDDA, B. et al. (2001). Isolation, characterization and quantification of microcystins (heptapeptides heptotoxins) in *Microcystis aeruginosa* dominated bloom of Lalla Takerkoust lake reservoir (Morocco). *Toxicon*, Oxford, v.39, n.9, p.1375–1381, Sept.

PADISÁK, J. (1993). The influence of different timescale disturbances on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.249, n.1/3, p.135-156, Jan.

_____. (1997). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, v.107, p.563-593.

PADISÁK, J.; ISTVÁNOVICS, V. (1997). Differential response of blue-green algal to phosphorus load reduction in a large shallow lake: Balaton, Hungary. *Verh. Internat. Ver. Limnol*, v.26, p.574-580.

PADISÁK, J.; REYNOLDS, C.S. (1998). Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.384, p.41-53.

PADISÁK, J.; TÓTH, G.; RAJCZY, M. (1988). The role of storms in the summer succession of phytoplankton in a shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *Journal of Plankton Research*, Oxford, v.10, n.2, p.249-265, Mar.

PADISAK, J. et al. (2000). 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. Limnol*, v.27, p.2734-2742.

PAERL, H.W. (1987). *Dynamics of bluegreen algal (Microcystis aeruginosa) blooms in the lower Neuse River, North Carolina: causative factors and potential controls*. Water Resources Research Institute of the University of North Carolina. UNCWRRI87229.

_____. (1988). Nuisance phytoplankton blooms in costal, estuarine and inland waters. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.33, n.4, pt.2, p.823-847, July.

_____. (1995). Ecology of blue-green algae in aquaculture ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, Baton Rouge, v.26, n.2, p.109-131.

PAERL, H.W.; MILLIE, D.F. (1996). Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. *Phycologia*, Berkeley, v.35, p.160-167.

PAERL, H.W.; USTACH, J.F. (1982). Blue-green algal scums: an explanation for their occurrence during freshwater blooms. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.27, n.2, p.212-217, Mar.

PAERL, H.W.; TUCKER, J.; BLAND, P.T. (1983). Carotenoid enhancement and its role in maintaining blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) surface blooms. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.28, n.5, p.847-857, Sept.

PAERL, H.W. et al. (1985). Adaptation to high-intensity, low-wavelength light among surface blooms of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Applied and Environment Microbiology*, Baltimore, v.49, p.1046-1052.

PAMPLIM, P.A.Z. (1999). *Avaliação da qualidade ambiental da represas de Americana (SP- Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos*. 88p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

PAN, H. (2002). Detection of hepatotoxic *Microcystis* strains by PCR with intact cells from both culture and environmental samples. *Archives of Microbiology*, Heidelberg, v.178, n.6, p.421-427, Dec.

PARANGUASSU, A.B. et al. (1988). Considerações sobre o assoreamento do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri). In: TUNDISI, J.G. (Ed.). *Limnologia e manejo de represas*. São Paulo: EESC-USP/CRHEA; Academia de Ciências de São Paulo. p.139-164. (Série Monografias em Limnologia, 1).

PARK, H. et al. (2001). [D-Leu (1)] microcystin-LR, a new microcystin isolated from waterbloom in a Canadian prairie lake. *Toxicon*, Oxford, v.39, n.6, p.855-862, June.

PARK, H.D. et al. (1998). Temporal variabilities of the concentrations of intra - and extracellular microcystin and toxic *microcystis* species in a hypertrophic lake, Lake Suwa, Japan (1991-1994). *Environmental Toxicology and Water Quality*, New York, v.13, n.1, p.61-72, Feb.

PAYNE, A.I. (1986), *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York: John Willey.

PEARSON, M.J. 1990. Toxic blue-green algae. Report of the National Rivers Authority, water quality series n° 02, United Kingdom, Rushden, Northonds, Stanley L.

PEÑALOZA, R. et al. (1990). Toxicity of a soluble peptide from *Microcystis* sp to zooplankton and fish. *Freshwater Biology*, Oxford, v.24, n.2, p.233-240, Oct.

- PEREIRA, P. et al. (2000). Paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*, isolated from Montargil reservoir, Portugal. *Toxicon*, Oxford, v.38, n.12, p.1689–1702, Dec.
- PEREIRA, R.H.G. (2003). *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*. 289p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.
- PERSOONE, G. (1998). Development and validation of toxicity microbiotest with invertebrates, in particular crustaceans. In: WELLS, P.G.; LEE, K.; BLAISE, C. (Ed.). *Microscale aquatic toxicology, advance, techniques and practice*. Boca Raton: CRC Press. p.437-449.
- PETTS, G.E. (1984). *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. Chichester: Wiley Interscience.
- PIETSCH, C. et al. (2001). The effects of a cyanobacterial crude extract on different aquatic organisms: evidence for cyanobacterial toxin modulating factors. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.16, n.6, p.535-542, Dec. (Sp.Iss.S1).
- PILEOU, E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology*, London, v.13, p.131-134, Dec.
- PILOTTO L. et al. (1997). Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, Canberra, v.21, n.6, p.562-566, Oct.
- PINTO-COELHO, R.M.; GIANI, A. (1985). Variações sazonais do fitoplâncton e fatores físico-químicos no reservatório Paranoá, Brasília. *Ciência e Cultura*, São Paulo, v.37, n.12, p.2000-2006.
- PORTER, K.G. (1973). Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. *Nature*, London, v.244, n.5412, p.179–180.
- PORTER, K.G.; McDOUGH, P. (1984). The energetic cost of response to blue-green algal filaments by cladocerans. *Limnology Oceanography*, Grafton, v.29, n.2, p.365-369, Mar.
- POURIA, S. et al. (1998). Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet*, London, v.352, n.9121, p.21-26, July.
- RAMIREZ RISTREPO, J.J. (1996). *Variações espacial vertical e nictimeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano no Lagoa das Garças, São Paulo*. 301p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.
- RAND, G.M.; PETROCELLI, J. (1985). Introduction. *Fundamentals of aquatic toxicology: methods and application*. London: Hemisphere. Cap.1, p.1-28.
- RAPALA, J.; SIVONEN, K. (1998). Assessment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* spp. strains cultured under light limitation at different temperatures. *Microbial Ecology*, New York, v.36, n.3, p.181–192, Apr.

RAZIUDDIN, S.; SIEGELMAN, H.W.; TORNABENE, T.G. (1983). Lipopolysaccharides of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *European Journal of Biochemistry*, Oxford, v.137, n.1/2, p.333-336, Dec.

REDE DAS ÁGUAS. (2002). *O rio Tietê: o rio e sua história*. Fundação SOS Mata Atlântica. Disponível em: <<http://www.rededasaguas.org.br/projetos>>. Acesso em: 10 dez. 2003.

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

REINIKAINEN, M. et al. (1995). Acute toxic effects of a novel cyanobacterial toxin on the crustacean *Artemia salina* and *Daphnia pulex*. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.133, p.61-69.

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

REPAVICH, W.M. et al. (1990). Cyanobacteria (blue-green algae) in Wisconsin water: acute and chronic toxicity. *Water Research*, New York, v.24, n.2, p.225-231, Feb.

REYNOLDS, C.S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecology*, Copenhagen, v.3, n.3, p.141-159.

_____. (1984). Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology*, Oxford, v.14, p.111-142.

_____. (1997). *Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Oldendorf: Ecology Institute,

_____. (1998). Plants in motion: physical-biological interactions in the plankton. In: IMBERGER, J. (Ed.). *Physical limnology*. Coastal and estuarine studies. Washington: American Geophysical Union.

_____. (1999). Phytoplankton assemblages in reservoirs. 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. p.439-456.

REYNOLDS, C.S.; JAWORSKI, G.H.M. (1978). Enumeration of natural *Microcystis* populations. *British Phycological Journal*, London, v.13, p.269-277.

REYNOLDS, C.S.; WALSBY, A.E. (1975). Water blooms. *Biological Reviews*, Cambridge, v.50, n.4, p.437-481.

REYNOLDS, C.S.; OLIVER, R.L.; WALSBY, A.E. (1987). 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.

REYNOLDS, C.S.; PADISÁK, J.; SOMMER, U. (1993). Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hidrobiologia*, Dordrecht, v.249, n.1/3, p.183-188, Jan.

- REYNOLDS, C.S. et al. (1980). On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (Kütz. Emend. Elenkin.). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. Series B. Biological Sciences, London, v.293, p.419-477.
- REYNOLDS, C.S. et al. (2002). Towards a functional classification on the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, Oxford, v.24, n.5, p.417-428.
- RIBEIRO, W.C. (2001). Água Doce: conflitos e segurança ambiental. In: FELICIDADE, N.V; MARTINS, R.C; LEME, A. *Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil*. São Carlos, Rima, Cap. 5. p. 71-77.
- RIETZLER, A.C. (1995). *Alimentação, ciclo de vida e análise da coexistência de espécie de cyclopóida na represa de Barra Bonita, São Paulo*. 385p. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.
- RIETZLER, A.C.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (1998). *Microcystis* as a food source for copepods in a subtropical eutrophic reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.26, p. 2001-2005.
- RINEHART, K.L.O; NAMIKOSHI, M.; CHOI, B.W. (1994). Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). *Journal of Applied Phycology*, Dordrecht, v.6, n.2, p.159-176, Apr.
- ROBILLOT, C. et al. (2000). Hepatotoxin production kinetic of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* PCC 7820, as determined by HPLC- Mass Spectrometry and protein phosphatase bioassay. *Environmental Science Technology*, Easton, v.34, n.16, p.3372-3378.
- ROCHA, A.A. (1991). *Do lendário Anhembi ao poluído Tietê*. São Paulo: EDUSP.
- ROCHA, O. (1978). *Flutuação sazonal e distribuição de diaptomus furcatus sears (copepoda, calanóida) na represa do Lobo (Broa)*. 147p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1978.
- RODGHER, S. (2001). *Estudos ecotoxicológicos e limnológicos nos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê: uma análise especial e temporal*. 159p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- ROHRLACK, T.; HENNING, M.; KOHL, J.G. (1999). Mechanisms of the inhibitory effect of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia galeata*'s ingestion rate. *Journal of Plankton Research*, Oxford, v.21, n.8, p.1489-1500.
- ROHRLACK, T. et al. (1999). Role of microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, Baltimore, v.65, n.2, p.737-739, Feb.
- ROMO, S.; MIRACLE, M.R. (1995). Diversity of the phytoplankton assemblages of a polymictic hypertrophic lake. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.132, n.3, p.362-384, Jan.
- ROS, J. (1979). *Práctica de ecología*. Barcelona: Omega.
- ROUND, F.E. (1971). The taxonomy of the chlorophyta II. *British Phycological Journal*, London, v.6, p.235-264.

RÜCKERT, G.V.; GIANI, A. (2004). Effects of nitrate and ammonium on the growth and protein concentration of *Microcystis viridis* Lemmermann (cyanobacteria). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.27, n.2, p.325-331.

SAITO, K. et al. (2001). Nodularin-har: a new nodularin from nodularia. *Journal of Natural Products*, Pittsburgh, v.64, n.1, p.139-141.

SAKER, M.L.; EAGLESHAM, G.F. (1999). The accumulation of cylindrospermopsin from the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in tissues of the redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Toxicon*, Oxford, v.37, n.7, p.1065-1077, July.

SAKER, M.L.; GRIFFITHS, D.J. (2001). Occurrence of blooms of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszýnska) Seenayya and Subba Raju in a north Queensland domestic water supply. *Marine and Freshwater Research*, Melbourne, v.52, n.6, p.907-915.

SAKER, M.L. et al. (2003). First report and toxicological assessment of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from Portuguese freshwaters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Amsterdam, v.55, n.2, p.243-250, June.

SALOMON, P.S.; YUNES, J.S.; COUSIN, J.C.B. (1996). Toxicidade de *Microcystis aeruginosa* da Lagoa dos Patos sobre camundongos e suas alterações sobre o tecido hepático. *Vitalle*, v.8, p.13-22.

SANDES, M.A.L. (1990). *Flutuações de fatores ecológicos, composição e biomassa do fitoplâncton em curto período de tempo no reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri)*. 111p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1990.

_____. (1998). *Estudos ecológicos em florescimento de Microcystis (cyanobacteria – cyanophyceae) e interações com a flora bacteriana na represa de Barra Bonita – médio Tietê/SP*. 242p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

SANDES, M.A.L.; TUNDISI, J.G. (2000). Florescimento de *Microcystis aeruginosa* em um reservatório subtropical (Represa de Barra Bonita, SP, Brasil). In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL REPRESA DO LOBO-BROA - 30 anos de pesquisa em limnologia, gerenciamento e participação da comunidade e bases científicas para o gerenciamento da eutrofização, 2000, São Carlos. *Resumos...* São Carlos: CRHEA/EESC/USP. p.58.

SANT'ANNA, C.L. (1991). Two new taxa of *Anabaena* and other nostocaceae (Cyanophyceae) from the state of São Paulo, Southeastern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, suppl.92, p.527-545, Dec.

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

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; SORNUS, L. (1989). Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: estudo taxômico e aspectos ecológicos. *Hoehnea*, São Paulo, v.16, p.89-131.

SANT'ANNA, C.L. et al. (1997). Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. *Hoehnea*, São Paulo, v.24, n.1, p.10-22.

_____. (2004). Planktic cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: chroococcales. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.27, n.2, p.213-227, jun.

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

SANTOS, A.C.A.; CALIJURI, M.C. (1998). 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, Jan.

STARLING, F.L.M. (1989). *Estudo experimental dos impactos de peixes planctófagos sobre a comunidade planctônica e a qualidade de água do Lago Paranoá, Brasília, DF*. 238p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília – DF, 1989.

SARTORI, L.P. et al. (2004). Estudo da distribuição espacial das variáveis limnológicas e clorofila a nos diferentes compartimentos do reservatório de Rosana, SP (eixo longitudinal, lagoas marginais e desembocadura de tributários) durante um verão chuvoso. In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: implicações potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2004, Avaré. *Resumos...* Avaré: [s.n.]. p.55.

SCARAFIA, M.E.; AGNESE, A.M.; CABRERA, J.L. (1995). *Microcystis aeruginosa*: behaviour and toxic features in San Roque dam (Argentina). *Natural Toxins*, New York, v.3, p.75–77.

SCHEMBRI, M.A.; NEILAN, B.A.; SAINT, C.P. (2001). Identification of genes implicated in toxin production in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.16, n.5, p.413–421, Oct.

SCHIMD, k.; JÓNASDÓTTIR, S.H. (1997). Nutritional quality of two cyanobacteria: how rich is “poor” food?. *Marine Ecology – Progress Series*, Oldendorf, v.151, p.1-10, May.

SCHOPF, J.W. (1993). Microfossil of the early archaean apex chet: new evidence of the antiquity of life. *Science*, Washington, v.260, n.5108, p.640-646, Apr.

SECRETARIA ESPECIAL DE AQUICULTURA E PESCA (2004). *Decreto nº 4.895, de 25 de novembro de 2003*. Disponível em: <<http://www.seap.gov.br/decretos>>. Acesso em: 20 maio 2005.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Illinois: University of Illinois Press.

SHAPIRO, J. (1984). 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.

_____. (1990). 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.

_____. (1997). The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology*, Oxford, v.37, n.2, p.307–323, Apr.

- SHIRAI, M. et al. (1991). Toxicity and toxins of natural blooms and isolated strains of *Microcystis* sp. (cyanobacteria) and improved procedure for purification of cultures. *Applied and Environmental Microbiology*, Baltimore, v.57, n.4, p.1241–1245, Apr.
- SILVA, L.H.S. (1999). Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.59, n.2, p.281-303.
- SILVA, L.H.S. et al. (2004). Distribuição vertical do fitoplâncton nos reservatórios de Serra da Mesa (GO) e Manso (MT) no início do período de chuvas. In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: implicações potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2004, Avaré. *Resumos...* Avaré: [s.n.]. p.46.
- SIMONSEN, R. (1979). The diatom system: ideas on phylogeny. *Bacillaria*, Lehre, v.2, p.9-71.
- SIPIÄ, V.O. et al. (2001a). Time-dependent accumulation of cyanobacterial hepatotoxins in flounders (*Platichthys flesus*) and mussels (*Mytilus edulis*) from the northern Baltic Sea. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.16, n.4, p.330-336, Aug.
- _____. (2001b). Detection of nodularin in flounders and cod from the Baltic Sea. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.16, n.2, p.121-126, Apr.
- SIVONEN, K. (1990). Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied and Environmental Microbiology*, Baltimore, v.56, n.9, p.2658-2666, Sept.
- _____. (1996). Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia*, Bekerly, v.35, n.6, p.12-24.
- SIVONEN, K.; JONES, G. (1999). Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (ed.). *Toxic cyanobacteria in water*. London: E & FN Spon. p.41-111.
- SIVONEN, K. et al. (1989). 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.
- _____. (1990). Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.190, n.3, p.267-275, Feb.
- SMITH, V.H. (1983). Low nitrogen to phosphorus ratios favors dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, Washington, v.221, p.669–671, Aug.
- SOMMER, U. (1985). Seasonal succession of phytoplankton in lake constance. *Bioscience*, Washington, v.35, p.351-357, June.
- SOMMER, U. et al. (1993). Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.249, n.1/3, p.1-7, Jan.
- SONG, L. et al. (1998). Microcystin production of *Microcystis viridis* (cyanobacteria) under different culture conditions. *Phycological Research*, Tokyo, v.46, n.4, p.19-23, Dec.
- SOUZA, R.C.R.; CARVALHO, M.C. (1999). Fitoplâncton e macrófitas aquáticas no reservatório Salto Grande (Americana). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., 1999, Florianópolis. *Resumos...* Florianópolis: UFSC. p.718.

SOUZA, R.C.R.; CARVALHO, M.C.; TRUZZI, A.C. (1998). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) seenaya and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno arm, Billings Reservoir, Brazil. *Environmental Toxicology and Water Quality*, New York, v.13, p.73-81.

STEINBERG, C.E.W.; HARTMANN, H.M. (1988). Planktonic bloom – forming cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. *Freshwater Biology*, Oxford, v.20, n.2, p.279-287, Oct.

STRASKRABA, M. (1994). Vltava cascade as teaching grounds for reservoir limnology. *Water Science and Technology*, Oxford, v.30, n.10, p.289-297

_____. (1999). Retention time as a key variable of reservoir limnology. 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. p.385-410.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. (1999). Reservoir ecosystem functioning: theory and application. 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. p.565-597.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUCAN, A. (1993). Comparative reservoir limnology and water quality management. Dordrecht: Kluwer Academic.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSON, T.R. (1960). A manual of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, Ottawa, v.125.

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

TALAMONI, J.L.B. (1995). *Estudo comparativo das comunidades planctônicas de lagos de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito Microcystis aeruginosa (cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos*. 305p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carvos, São Carlos, 1995.

TARCZYNSKA, M. et al. (2001). Test for the toxicity assessment of cyanobacterial bloom samples. *Environmental Toxicology*, Hoboke, v.16, n.5, p.383-390, Oct.

TEIXEIRA, M.G.L.C. et al. (1993). Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. *Bulletin PAHO*, v.27, n.3, p.244-253.

TERAO, K. et al. (1994). Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green alga *Umezakia natans*. *Toxicon*, Oxford, v.32, n.7, p.833-843, July.

TILMAN, D.; KILHAM, S.S.; KILHAM, P. (1982). Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, v.13, p.349-372.

TOJA, J. (1982). Control de la eutrofia en embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. *Revista Obras Públicas*, Madri, p.223-231, abr./mayo.

TOLEDO, A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J. (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 1983, Camburiú. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, p. 1-34

TONISSI, F.B. (1999). *Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana, SP, como subsídio para a análise da quantidade ambiental do sistema*. 137p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

TÓTH, G.L.; PADISÁK, J. (1986). Meteorological factors affecting the bloom of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (cyanophyta: hormogonales) in the shallow lake Balaton, Hungary. *Journal of Plankton Research*, Oxford, v.8, n.2, p.353-363, Mar.

TOWNSEND, S.A. (1999). The seasonal pattern of dissolved oxygen, and hypolimnetic deoxygenation, in two tropical Australian reservoir. *Lakes & Reservoir: research and management*, v.4, p.41-53.

TOWNSEND, S.A.; LUONG-VAN, J.T.; BOLAND, K.T. (1996). Retention time as a primary determination of colours and light attenuation in two tropical Australian reservoirs. *Freshwater Biology*, Oxford, v.36, n.1, p.57-69, Aug.

TRABEAU, M. et al. (2004). 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.

TSUTSUMI, T. et al. (1998). Antiidiotype monoclonal antibodies against anti-microcystin antibody and their use in enzyme immunoassay. *Toxicon*, Oxford, v.36, n.2, p.235-245.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L. (2003). *Cylindrospermopsis raciborskii* (woloszynska) seenayya & subba raju (cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.26, n.1, p.97-112, mar.

TUNDISI, J.G. (1969). *Produção primária, "standing-stock" e fracionamento do fitoplâncton na região lagunar de Cananéia, São Paulo*. 130p. Tese (Doutorado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1969.

_____. (1977). *Produção primária, "standing stock", fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistema lacustre artificial (Represa do Broa, São Carlos)*. 409p. Tese (Livre Docência) – Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 1977.

_____. (1985). Represas artificiais: perspectivas para o controle e manejo da qualidade de água para usos múltiplos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROBIOLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 6., 1985, São Paulo. *Anais...* São Paulo: ABRH. v.4, p.38-59.

_____. (1986). Ambiente de represas e barragens. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v.5, n.27, p.49-54.

_____. (1988). Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J.G (Ed.). *Limnologia e manejo de represas*. São Paulo: Academia de ciências de São Paulo. (Série monografias em limnologia, 1).

_____. (1990). Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.50, n.4, p.937-955.

_____. (1993). Tropical South America: present and perspectives. In: MARGALEF, R. (Ed.). *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Amsterdam: Elsevier Science.

_____. (1996). Reservoir as complex systems. *Ciência e Cultura*, São Paulo, v.48, n.5/6, p.393-387.

_____. (1999). Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios. International Institute of Ecology. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., 1999, Florianópolis. *Resumos...* Florianópolis: UFSC. p.24.

_____. (2003). *Água no século XXI: enfrentamento a escassez*. São Carlos: Rima; IIE.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (1990). Limnology and eutrophication of Barra Bonita reservoir, Sao Paulo state, southern Brazil. *Archiv fur Hidrobiologie*, Stuttgart, v.33, p.661-667, Mar.

_____. (1992). Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: CORDEIRO-MARINO, M. et al. (Ed.). *Algae and environment: a general approach*. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia. p.1-33

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M.C. (1993). Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. (Ed.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht: Kluwer Academia. p.25-55.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. (1999). Theoretical basis reservoir management. 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. p.505-528.

TUNDISI, J.G. et al. (1991). Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê river, São Paulo State. *Verhandenrigen der Internationales Vereirrigurig fur Theoretische und Anguvandte Limnologie*, Stuttgart, v.24, p.1489-1496, June.

_____. (1988). 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. (Série monografias em limnologia, 1).

TURNER, P.C. et al. (1990). Pneumonia associate with contact with cyanobacteria. *British Medical Journal*, London, v.300, n.6737, p.1440-1441, June.

UENO, Y. et al. (1996). Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis*, London, v. n.6, p.1317-1321.

_____. (1998). No chronic oral toxicity of a low dose of microcystin-LR, a cyanobacterial hepatotoxin, in Female BALB/c Mice. *Environmental Toxicology*, Hoboke, v.14, n.1, p.45-55, Feb.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM (1999). *Global environment outlook 2000*. London: Earthscan.

_____. (2002). *Global environment outlook 2003*. London: Earthscan.

UNITED NATIONS EDUCATION, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (2003). *The United Nations world water development report*. Barcelona: Berghahn Books.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994). USEPA/600/R-94/024 - methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminants with freshwater invertebrates. Washington.

UTHERMÖHL, H. (1958). Zur vervalkammung des quantitativen phytoplankton - methodik. Internationale vereinigung für theoretische und angewandte limnologie. *Mitteilungen*, Hamburg, v.9, p.1-38.

UTKILEN, H.; GLØLME, N. (1992). Toxin production by *Microcystis aeruginosa* as function of light in continuous cultures and its ecological significance. *Applied and Environmental Microbiology*, Baltimore, v.58, n.4, p.1321-1325.

VAN DER WESTHUIZEN, A.J.; ELOFF, J.N. (1985). Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). *Planta*, Berlin, v.163, p.55-59.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. (1995). *Algae: an introduction to phycology*. 2nd.ed. Cambridge: Cambridge University Press.

VASCONCELOS, V. (1991). Impacte de estirpes tóxicas e não tóxicas da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* em espécies zooplanctônicas. *Revista de Biologia de la Universidade de Aveiro*, v.4, p.211-221.

VASCONCELOS, V.M. (1994). Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in portuguese freshwaters. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.130, p.439-452.

_____. (1995). Uptake and depuration of the hepatotoxin microcystin-LR in *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology*, Amsterdam, v.32, n.2/3, p.227-237, June.

_____. (1999). 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.

VASCONCELOS, V.M. et al. (1996). Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in portuguese freshwaters. *Water Research*, New York, v.30, n.10, p.2377-2384, Oct.

VEIZE, C. et al. (1997). Occurrence of microcystins-containing cyanobacterial blooms of Brittany (France). *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, v.139, p.401-413.

_____. (1996). Detection of toxicity of cyanobacterial strains using *Artemia salina* and Microtox assays compared with mouse bioassay results. *Phycologia*, Berkeley, v.35, Suppl.6, p.198-202.

VIEIRA, J.M.S. (2002). *Toxicidade de cianobactérias e concentração de microcistinas em uma represa de abastecimento público da região amazônica do Brasil*. 147p. Tese (Doutorado) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de São Paulo, São Paulo,

2002.

VIEIRA, J.M.S. et al. (2003). Microcystin production by *radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia Region. *Toxicon*, Oxford, v.42, n.7, p.709-713, Dec.

VIEIRA, M.S. et al. (2002). Aspectos da química da água e do sedimento do reservatório de Ibitinga (São Paulo – Brasil – 21°45'S e 48°50'W). *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v.28, n.1, p.77-91.

VINAGRE, T.M. et al. (2001). Antioxidant response in gills of *Chasmagnathus granulata* (decapoda, grapsidae) after exposure to hepatotoxins (microcystins). In: REUNIÓN ANNUAL DE SETAC LATINOAMÉRICA - oportunidades para la protección ambiental en América Latina, 4., 2001, Buenos Aires. *Programa y libro de resúmenes...* Buenos Aires: SETAC. Sección ME 8.

WATANABE, M.F. et al. (1988). Toxins contained in *Microcystis* species of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon*, Oxford, v.26, n.11, p.1017-1025.

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

WHITTON, B.A.; POTTS, M. (2000). Introduction to cyanobacteria. In: WHITTON, B.A.; potts, M. (ed.). *The ecology of cyanobacteria*. Dordrecht: Kluwer Academic. p.1–11.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (1998). Cyanobacterial toxins: microcystin-LR. In: GUIDELINES for drinking water quality. 2nded. Geneva. p.95–110.

_____. (2003). Algae and cyanobacteria in fresh water. In: GUIDELINES for safe recreational water environments. Geneva. v.1

WICKS, R.I.; THIEL, P.G. (1990). Environmental factors affecting the production of peptides toxins in floating scums of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in a hypertrophic African reservoir. *Environmental and Science Technology*, Easton, v.24, n.9, p.1413-1418.

WIEGAND, C. et al. (2002). Effects of microcin SF608 and microcystin-LR two cyanobacterial compound produced by *Microcystis* sp, on aquatic organisms. *Environmental Toxicology*, Hoboken, v.17, n.4, p.400-406, Aug.

WILSON, K.M. et al. (2000). Molecular characterization of the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* and design of a species-specific PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, Baltimore, v.66, n.1, p.332–338, Jan.

XAVIER, M.B. (1996). Fitoplancton do Rio Grande, represa Billings, São Paulo, Brasil: estudo taxômico (1985-1986). *Iheringia, Sér. Bot.*, v.47, p.103-122.

YAMAMOTO, T. et al. (1997). Characteristics of meteorological conditions in the years of intensive red occurrence in Mikawa Bay, Japan. *Bulletin of the Japanese Society of Fisheries Oceanography*, Tokyo, v.61, n.2, p.114-122.

YOGUI, G.T. et al. (1999). The effect of cyanotoxins in crustacean bioassays. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., 1999, Florianópolis. *Resumos...* Florianópolis: UFSC. p.556.

YOO, R.S. et al. (1995). *Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: a resource guide*. Denver: WWA Foundation and the American Water Works Association.

YUNES, J.S. et al. (1996). Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, Dordrecht, v.5, p.223-229.

_____. (1998). Effect of nutrient balance and physical factors on blooms of toxic cyanobacteria in the Patos Lagoon, Southern Brazil. *Verh. Inter. Verein Limn.*, v.2, p.1796-1800.

_____. (2003). Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian freshwaters. *Comments on Toxicology*, v.9, n.2, p.103-115.

ZAGATTO, P.A. (1995). *Evaluation ecotoxicologique du reservoir Guarapiranga, SP, Brasil, en relation avec le problème des algues toxiques et des algicides*. 86p. Tese (Doutorado) - Université de Metz, Metz, 1995.

_____. (1999). Ecotoxicologia aquática. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., 1999, Florianópolis. *Minicurso...* Florianópolis : UFSC.

_____. (2001). Toxinas de algas: riscos à saúde pública. *Revista de Gerenciamento Ambiental*, n.17, p.43-45, mês.

ZAGATTO, P.A.; ARAGÃO, M.A. (1992). Toxicidade de cianofíceas (algas azuis) do reservatório do Garapiranga, SP. In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA, 2., 1992, Rio Grande. *Resumos...* Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grandes. p.55

ZANATA, L.H. (1999). *Heterogeneidade ambiental no reservatório de Salto Grande (Americana - SP) com ênfase na distribuição das populações de Cladocera*. 171p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2000.

ZOHARY, T.; ROBERTS, R.D. (1989). Diurnal mixed layers and the long term dominance of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Plankton Research*, Oxford, v.11, n.1, p.25-48, Jan.

ZURAWELL, R.W. et al. (2005). Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health - part B – critical reviews*, Philadelphia, v.8, p.1–37.

ANEXOS

Tabela 8. Valores de precipitação acumulada entre as estações medidoras nas cidades de Jaú, Araçatuba e Auriflamma durante o período de estudo (dados fornecidos pelo IAC de Campinas).

Meses 2002 / 2003	Jaú		Araçatuba		Auriflamma		
	Ocorrido	Média Histórica	Ocorrido	Média Histórica	Ocorrido	Média Histórica	
2002	Novembro	204,5	131	112,6	179	217,9	123
	Dezembro	246,8	207	203,8	247	213,3	220
2003	Janeiro	406,8	338	409,0	327	262,1	249
	Fevereiro	116,3	278	156,8	185	79,7	180
	Março	151,5	122	76,1	144	197,1	131
	Abril	133,7	71	44,6	54	115,3	42
	Maio	34,0	49	31,5	67	66,6	44
	Junho	11,8	54	29,3	47	7,8	30
	Julho	3,2	21	10,0	24	4,9	8
	Agosto	21,4	38	14,2	35	20,1	28
	Setembro	18,9	102	24,4	73	26,6	50
	Outubro	130,9	120	84,6	109	174,7	91

Tabela 9. Valores de temperatura do ar (máxima e mínima) entre as estações medidoras nas cidades de Jaú, Araçatuba e Auriflamma durante o período de estudo (dados fornecidos pelo IAC de Campinas).

Meses 2002 / 2003	Jaú		Araçatuba		Auriflamma		
	Máxima	Mínima	Máxima	Mínima	Máxima	Mínima	
2002	Novembro	31,3	18,4	32,1	20,3	32,0	20,7
	Dezembro	31,9	19,4	33,7	21,6	32,8	21,3
2003	Janeiro	30,1	20,2	31,9	20,8	31,2	21,5
	Fevereiro	32,4	20,2	33,1	22,9	33,1	21,5
	Março	30,3	19,2	32,1	22,1	31,5	20,1
	Abril	29,2	16,7	30,3	20,1	30,1	19,0
	Maio	26,2	12,4	25,2	15,5	27,2	14,6
	Junho	28,1	13,8	27,3	16,8	29,4	17,1
	Julho	27,6	12,4	27,3	17,1	29,0	15,0
	Agosto	27,1	11,5	25,2	14,9	27,8	13,2
	Setembro	30,1	13,9	29,9	18,0	31,3	16,5
	Outubro	30,8	15,8	31,3	19,6	31,4	18,7

Tabela 10. Valores da velocidade do vento (km/h) entre as estações medidoras nas cidades de Jaú, Araçatuba e Auriflamma durante o período de estudo (dados fornecidos pelo IAC de Campinas)

Estações meteorológicas	Nov/02	Fev/03	Abr/03	Jun/03	Ago/03	Out/03
Jaú	3,8	3,4	3,9	7,3	10	5
Araçatuba	6,2	13	13,8	13,7	14,7	7,2
Auriflamma	8	11	14,5	11,2	17,9	6,7

Tabela 11. Valores mensais de vazão defluente e tempo de residência da água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, entre 2002 e 2003.

Reservatório	Meses	Vazão defluente (m ³ /s)	Tempo de residência (dias)
Reservatório de Barra Bonita	Outubro / 02	312	209
	Novembro / 02	434	182
	Dezembro / 02	235	150
	Janeiro / 03	588	120
	Fevereiro / 03	576	123
	Março / 03	379	145
	Abril / 03	224	94
	Mai / 03	237	99
	Junho / 03	200	83
	Julho / 03	266	111
Reservatório de Bariri	Agosto / 03	209	87
	Setembro / 03	253	106
	Outubro / 03	272	114
	Outubro / 02	290	21
	Novembro / 02	388	28
	Dezembro / 02	200	14
	Janeiro / 03	450	32
	Fevereiro / 03	480	35
	Março / 03	330	24
	Abril / 03	270	19
Reservatório de Ibitinga	Mai / 03	289	21
	Junho / 03	204	14
	Julho / 03	229	16
	Agosto / 03	209	15
	Setembro / 03	235	17
	Outubro / 03	240	17
	Outubro / 02	348	45
	Novembro / 02	375	49
	Dezembro / 02	407	53
	Janeiro / 03	826	40
Fevereiro / 03	955	38	
Março / 03	573	50	
Abril / 03	357	68	
Mai / 03	284	75	
Junho / 03	269	72	
Julho / 03	292	38	
Agosto / 03	294	38	
Setembro / 03	292	38	
Outubro / 03	339	34	

... Continuação da Tabela 11. Valores mensais de vazão defluente e tempo de residência da água nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, entre 2002 e 2003.

Reservatório	Meses	Vazão defluente (m ³ /s)	Tempo de residência (dias)
Reservatório Promissão	Outubro / 02	375	223
	Novembro / 02	384	219
	Dezembro / 02	413	215
	Janeiro / 03	580	198
	Fevereiro / 03	680	175
	Março / 03	700	174
	Abril / 03	429	200
	Maio / 03	385	230
	Junho / 03	412	201
	Julho / 03	437	197
Agosto / 03	483	194	
Setembro / 03	562	180	
Outubro / 03	503	190	
Reservatório de N. Avandava	Outubro / 02	385	114
	Novembro / 02	406	113
	Dezembro / 02	453	110
	Janeiro / 03	840	94
	Fevereiro / 03	990	80
	Março / 03	760	95
	Abril / 03	475	109
	Maio / 03	406	119
	Junho / 03	439	113
	Julho / 03	444	110
Agosto / 03	488	104	
Setembro / 03	566	94	
Outubro / 03	505	107	
Reservatório de Três Irmãos	Outubro / 02	550	250
	Novembro / 02	670	240
	Dezembro / 02	715	232
	Janeiro / 03	800	229
	Fevereiro / 03	735	245
	Março / 03	670	234
	Abril / 03	450	270
	Maio / 03	380	289
	Junho / 03	330	290
	Julho / 03	319	292
Agosto / 03	322	291	
Setembro / 03	348	280	
Outubro / 03	360	275	

Tabela 12. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em novembro de 2002.

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	10,26	8,82	296	292	27,6	23,4	13,27	1,23	08:42
Bariri	10,28	8,16	273	264	28,1	23,7	13,43	1,48	14:22
Ibitinga	10,02	7,61	223	219	27,2	24,4	11,38	0,92	09:32
Promissão	9,99	7,66	137	133	28,8	24,7	10,31	4,86	12:35
Nova Avanhandava	7,35	6,38	164	162	26,6	24,8	10,59	5,88	09:10
Três Irmãos	7,66	6,64	138	133	26,4	24,7	7,77	4,68	10:40

Tabela 13. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em fevereiro de 2003.

Reservatórios	pH		Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)		Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)		Oxigênio Dissolvido (mg/L)		Horário da coleta
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	coleta	Mínimo	Máximo	Mínimo	
Barra Bonita	8,01	6,06	186	157	27,1	26,2	7,33	0,09	08:05
Bariri	7,72	7,19	160	156	28,5	26,7	7,06	1,45	13:10
Ibitinga	7,6	7,1	167	162	28	27,1	6,21	0,03	08:18
Promissão	7,9	7,03	207	139	27,8	27,4	5,77	0,04	09:54
Nova Avanhandava	7,72	6,9	120	117	28,1	27,4	5,98	0,06	10:00
Três Irmãos	7,9	7,3	107	105	29,2	28,2	8,34	4,88	16:00

Tabela 14. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em abril de 2003.

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	8,5	6,36	148	144	25,1	24,9	10,4	0	08:05
Bariri	8,27	6,26	179	129	27	24,3	9,26	0	10:51
Ibitinga	9	6,4	118	104	26	24,7	13,4	0	08:23
Promissão	8,2	6,59	162	152	26,7	25,8	8,87	0,59	09:30
Nova Avanhandava	8,03	7,07	142	139	27,2	26,3	8,95	4,07	10:22
Três Irmãos	7,4	7,1	107	105	28,1	27,2	7,5	6,72	15:33

Tabela 15. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em junho de 2003.

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	7,91	6,44	155	154	21,2	21	6,58	4,04	08:00
Bariri	8,83	6,82	135	134	23,6	23,2	9,21	2,8	13:39
Ibitinga	8,7	6,6	116	84	21,8	21,1	9,75	0	08:26
Promissão	7,95	7,37	159	130	23,1	23	6,59	0,65	09:26
Nova Avanhandava	8,83	6,82	135	134	23,6	23,2	9,21	2,7	10:18
Três Irmãos	7,9	6,6	99	96	25,5	24,2	8,77	5,91	15:00

Tabela 16. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em agosto de 2003.

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	7,45	6,55	243	235	19,9	19,2	9,85	4,17	13:55
Bariri	7,22	6,77	209	206	19,9	19,5	10,3	5,97	08:52
Ibitinga	6,9	6,1	161	159	20,9	20	9,1	7,37	10:40
Promissão	7,89	6,82	141	136	20,8	20,5	8,76	7,23	10:00
Nova Avanhandava	8,9	7,26	150	148	21,4	20,5	9,1	7,06	14:00
Três Irmãos	8,3	7,3	125	124	21,5	21,4	9,2	7,85	16:00

Tabela 17. Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, em outubro de 2003.

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	7,36	6,54	249	244	23,8	21,9	6,66	2,33	09:50
Bariri	8,33	7,04	226	220	224	21,5	8,91	0,9	10:45
Ibitinga	8,92	7,04	173	165	23,2	22,2	7,36	0	08:10
Promissão	8,22	7,43	129	115	23,5	22,6	7,75	2,96	10:00
Nova Avanhandava	8,46	6,74	120	119	24,4	22,5	7,95	4,41	10:25
Três Irmãos	8,46	7,13	110	107	26,3	23,6	8,03	5,73	15:00

Tabela 18. Concentrações do material em suspensão (total, orgânico e inorgânico) obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Período de coleta																	
	Novembro / 02			Fevereiro / 03			Abril / 03			Junho / 03			Agosto / 03			Outubro / 03		
	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	M.S.T	M.S.O	M.S.I	M.S.T	M.S.O	M.S.I
Barra Bonita	4,28	2,51	1,77	7,93	5,06	2,87	2,63	1,38	1,25	4,17	1,73	2,44	7,17	3,38	3,79	5,76	2,05	3,71
Bariri	4,66	3,93	0,73	7,18	2,83	4,35	4,16	1,47	2,69	2,8	1,09	1,71	4,26	1,45	2,81	4,3	3	1,3
Ibitinga	2,6	2,41	0,19	3,84	3,18	0,66	4,47	3,54	0,93	2,75	2,02	0,72	1,75	1,15	0,6	2,42	1,45	0,97
Promissão	5,87	5,27	0,6	2,22	1,99	0,23	2,08	1,72	0,36	1,5	1,23	0,27	2	1,75	0,25	3,06	1,55	1,51
Nova Avanhandava	3,93	3,89	0,04	3,06	2,05	1,01	3,12	3,01	0,11	2,47	2,07	0,4	3,01	2,5	0,51	2,94	2,6	0,34
Três Irmãos	3,43	2,85	0,58	2,16	1,54	0,62	3,56	2,97	0,59	0,94	0,91	0,03	1,35	0,85	0,5	2,57	2,3	0,27
Máxima	5,87	5,27	1,77	7,93	5,06	4,35	4,47	3,54	2,69	4,17	2,07	2,44	7,17	3,38	3,79	5,76	3	3,71
Mínima	2,6	2,41	0,03	2,16	1,54	0,23	2,08	1,38	0,11	0,94	0,91	0,05	1,35	0,85	0,25	2,42	1,45	0,27
Média	4,12	3,47	0,65	4,39	2,77	1,63	3,33	2,34	0,98	2,43	1,5	0,92	3,25	1,84	1,41	3,5	2,15	1,35

Tabela 19. Valores de profundidade (m), transparência (Secchi) e limite de zona eufótica (Zeuf) na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Novembro / 02			Fevereiro / 03			Abril / 03			Junho / 03			Agosto / 03			Outubro / 03		
	Prof.	Secch	Zeuf	Prof.	Secch	Zeuf	Prof.	Secch	Zeuf	Prof.	Secch	Zeuf	Prof.	Secch	Zeuf	Prof.	Secch	Zeuf
Barra Bonita	22	1,2	3,6	30	0,8	2,4	30	1,2	3,6	30	2,2	6,6	28	1,5	4,5	27	1,45	4,4
Bariri	21	1,6	4,8	30	0,9	2,7	30	1,8	5,4	27	3	9	22	2	6	22	1,3	3,9
Ibitinga	18	1,8	5,4	30	1,3	3,9	30	1,2	3,6	30	2,2	6,6	22	3,3	9,9	29	1,5	4,5
Promissão	21	1,1	3,3	30	2	6	30	2,2	6,6	26	4	12	24	3,3	9,9	30	2,5	7,5
Nova Avanhandava	23	1,7	5,1	30	2	6	30	1,8	5,4	30	2,5	7,5	30	2,2	6,6	30	1,6	4,8
Três Irmãos	30	4	12	30	4	12	30	6	18	30	6,6	20	30	6	18	29	1,5	4,5
Máxima	30	4	12	30	4	12	30	6	18	30	6,6	20	30	6	18	30	2,5	7,5
Mínima	18	1,1	3,3	30	0,8	2,4	30	1,2	3,6	26	2,2	6,6	22	1,5	4,5	22	1,3	3,9
Média	23	1,9	5,7	30	1,8	5,5	30	2,4	7,1	28,8	3,4	10,3	26,0	3,1	9,2	27,8	1,6	4,9

Tabela 20. Concentrações de nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio orgânico total, fósforo total, fosfato total dissolvido, fósforo inorgânico e silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônia (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (µg/L)
Barra Bonita	50,28	1775,2	53,07	1241	150	99,01	79,78	2408
Bariri	26,65	1360,8	78,29	821	114,7	59,52	44,23	4315
Ibitinga	23,50	1775,2	68,20	494	66,6	19,22	5,27	6375
Promissão	3,40	339,8	80,97	531	56,66	14,01	5,43	8899
Nova Avanhandava	3,16	241,4	62,91	690	53,72	16,29	6,95	8740
Três Irmãos	3,81	227,6	88,13	391	46,87	14,95	7,87	7977
Máxima	50,29	1775,20	88,14	1241	150,00	99,01	79,79	8899
Mínima	3,17	227,60	53,07	391	46,87	14,01	5,27	2408
Média	18,47	953,33	71,93	694	81,43	37,17	24,93	6452

Tabela 21. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônia (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (µg/L)
Barra Bonita	41,19	824,47	97,08	942	88,97	23,73	15,28	3072
Bariri	110,36	954,96	130,19	681	117,31	68,34	46,73	3470
Ibitinga	21,41	1014,3	75,85	279	74,61	17,22	8,74	4217
Promissão	1,46	408,05	23,23	373	47,78	17,22	14,25	3743
Nova Avanhandava	1,31	217,47	18,21	373	54,61	6,47	5,70	3565
Três Irmãos	0,79	57,27	9,53	317	44,23	6,25	4,19	4226
Máxima	110,36	1014,30	130,19	942	117,31	68,35	46,74	4226
Mínima	0,79	57,27	9,53	279	44,23	6,25	4,19	3072
Média	29,42	579,42	59,02	494	71,25	23,21	15,82	3715

Tabela 22. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônia (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (µg/L)
Barra Bonita	6,65	527,35	12,58	737	69,92	32,86	19,65	7059
Bariri	4,36	519,06	27,12	625	85,02	52,77	31,47	7560
Ibitinga	4,48	672,44	9,67	485	63,60	16,44	5,75	8362
Promissão	8,36	174,43	15,35	774	49,27	11,56	3,38	6894
Nova Avanhandava	3,88	76,76	9,54	886	50,78	10,77	1,92	7439
Três Irmãos	4,07	41,55	11,57	578	39,06	13,06	2,81	8534
Máxima	8,36	672,44	27,12	886	85,03	52,77	31,47	8534
Mínima	3,88	41,56	9,54	485	39,07	10,77	1,92	6894
Média	5,30	335,27	14,31	680	59,62	22,91	10,83	7641

Tabela 23. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônia (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (µg/L)
Barra Bonita	10,69	944,22	47,82	1017	52,12	26,18	17,31	7596
Bariri	13,01	683,98	73,58	485	53,13	36,31	23,02	10000
Ibitinga	3,03	505,97	53,63	625	34,91	13,82	2,46	8844
Promissão	1,48	395,09	35,81	447	26,45	10,77	1,42	7647
Nova Avanhandava	4,31	300,84	47,18	503	24,70	9,43	3,48	7815
Três Irmãos	1,26	153,92	27,28	335	20,79	9,07	1,46	8758
Máxima	13,01	944,22	73,59	1017	53,13	36,31	23,03	10000
Mínima	1,26	153,92	27,28	335	20,79	9,07	1,43	7596
Média	5,63	497,34	47,56	568	35,36	17,60	8,20	8443

Tabela 24. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônia (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (µg/L)
Barra Bonita	53,67	245,46	34,21	610	105,35	42,10	32,12	4572
Bariri	31,30	1588,1	96,72	610	63,16	21,98	14,85	6625
Ibitinga	42,71	921,73	126,88	470	44,49	14,36	9,54	6040
Promissão	2,84	406,43	43,71	330	36,36	11,23	7,16	9641
Nova Avanhandava	2,11	221,7	23,19	510	37,2	10,71	7,77	9278
Três Irmãos	1,13	204,39	17,48	370	33,04	10,96	5,33	9323
Máxima	53,67	1588,10	126,88	610	105,35	42,11	32,13	9641
Mínima	1,14	204,39	17,49	330	33,05	10,72	5,33	4572
Média	22,30	597,97	57,04	483	53,27	18,56	12,80	7579

Tabela 25. Concentrações de Nitrito, Nitrato, Íon Amônio, Nitrogênio Orgânico Total, Fósforo Total, Fosfato Total Dissolvido, Fósforo Inorgânico e Silicatos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônia (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (µg/L)
Barra Bonita	105,58	399,23	53,09	890	239,16	228,71	193,7	3911
Bariri	151,91	307,85	28,75	890	156,85	114,76	95,95	5548
Ibitinga	49,70	1412	88,12	700	55,74	30,61	18,87	6421
Promissão	4,51	364,19	24,1	330	44,07	17,07	11,50	9825
Nova Avanhandava	7,17	243,18	38,72	420	46,01	13,73	11,59	9541
Três Irmãos	1,63	102,42	31,40	420	26,57	13,13	8,67	9564
Máxima	151,91	1412,00	88,13	890	239,16	228,71	193,70	9825
Mínima	1,63	102,42	24,10	330	26,58	13,14	8,67	3911
Média	53,42	471,48	44,03	608	94,74	69,67	56,71	7468

Tabela 26. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

Reservatórios	DIN	DIP	DIN/DIP	NT	PT	NT/PT
Barra Bonita	1778,56	79,78	23,54	1241	150	8,27
Bariri	1465,75	44,23	33,13	821	114,7	7,15
Ibitinga	1866,91	5,27	354,19	494	66,6	7,41
Promissão	424,18	5,43	78,04	531	56,66	9,37
Nova Avanhandava	307,47	6,95	44,23	690	53,72	12,84
Três Irmãos	319,55	7,87	40,58	391	46,87	8,34
Máximo	1866,91	79,78	354,19	1241	150	12,84
Mínimo	307,47	5,27	23,54	391	46,87	7,15

Tabela 27. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

Reservatórios	DIN	DIP	DIN/DIP	NT	PT	NT/PT
Barra Bonita	962,75	15,28	63	942	88,973	10,58
Bariri	1195,51	46,73	25,57	681	117,31	5,8
Ibitinga	1111,57	8,74	127,09	279	74,613	3,73
Promissão	432,74	14,25	30,35	373	47,78	7,8
Nova Avanhandava	236,99	5,70	41,56	373	54,61	6,82
Três Irmãos	67,59	4,19	16,12	317	44,23	7,16
Máximo	1195,51	46,737	127,09	942	117,31	10,58
Mínimo	67,59	4,191	16,12	279	44,231	3,73

Tabela 28. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

Reservatórios	DIN	DIP	DIN/DIP	NT	PT	NT/PT
Barra Bonita	546,59	19,65	27,81	737	69,92	10,53
Bariri	550,54	31,47	17,49	625	85,02	7,35
Ibitinga	686,6	5,75	119,38	485	63,60	7,62
Promissão	198,14	3,38	58,5	774	49,27	15,7
Nova Avanhandava	90,18	1,92	46,94	886	50,78	17,44
Três Irmãos	57,2	2,81	20,29	578	39,06	14,79
Máximo	686,6	31,47	119,38	886	85,02	17,44
Mínimo	57,2	1,921	17,49	485	39,069	7,35

Tabela 29. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

Reservatórios	DIN	DIP	DIN/DIP	NT	PT	NT/PT
Barra Bonita	1002,73	17,31	57,91	1017	52,12	17,51
Bariri	770,57	23,02	33,46	485	53,13	9,12
Ibitinga	562,63	2,46	228,24	625	34,91	17,9
Promissão	432,39	1,42	302,79	447	26,45	16,89
Nova Avanhandava	352,34	3,48	101,01	503	24,70	20,35
Três Irmãos	182,46	1,46	124,55	335	20,79	16,11
Máximo	1002,73	23,02	302,79	1017	53,13	20,35
Mínimo	182,46	1,42	33,46	335	20,79	9,12

Tabela 30. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Reservatórios	DIN	DIP	DIN/DIP	NT	PT	NT/PT
Barra Bonita	333,34	32,12	10,37	610	105,35	5,79
Bariri	1716,13	14,85	115,55	610	63,16	9,65
Ibitinga	1091,32	9,54	114,37	470	44,49	10,56
Promissão	452,99	7,16	63,21	330	36,36	9,07
Nova Avanhandava	247	7,77	31,77	510	37,2	13,7
Três Irmãos	223,01	5,33	41,8	370	33,04	11,19
Máximo	1716,13	32,127	115,55	610	105,35	13,7
Mínimo	223,01	5,334	10,37	330	33,046	5,79

Tabela 31. Valores calculados entre as razões NT/PT e NID/PID nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

Reservatórios	DIN	DIP	DIN/DIP	NT	PT	NT/PT
Barra Bonita	557,9	193,7	2,88	890	239,16	3,72
Bariri	488,51	95,95	5,09	890	156,85	5,67
Ibitinga	1549,83	18,87	82,13	700	55,74	12,55
Promissão	392,8	11,50	34,15	330	44,07	7,48
Nova Avanhandava	289,08	11,59	24,94	420	46,01	9,12
Três Irmãos	135,45	8,67	15,62	420	26,57	15,8
Máximo	1549,83	193,7	82,13	890	239,16	15,8
Mínimo	135,45	8,67	2,88	330	26,57	3,72

Tabela 32. Concentrações de clorofila a e feofitina ($\mu\text{g/L}$), obtidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Período de coleta											
	Novembro / 02		Fevereiro / 03		Abril / 03		Junho / 03		Agosto / 03		Outubro / 03	
	Clorofila	Feofitina	Clorofila	Feofitina	Clorofila	Feofitina	Clorofila	Feofitina	Clorofila	Feofitina	Clorofila	Feofitina
Barra Bonita	10,32	3,34	13,95	21,98	1,81	13,32	2,23	6,45	12,28	10,57	9,76	1,17
Bariri	13,67	2,92	9,48	5,35	2,92	2,44	3,34	0,26	8,37	3,54	14,51	6,19
Ibitinga	6,97	2,20	1,39	10,32	3,31	29,27	5,85	14,54	2,79	2,87	4,46	1,78
Promissão	6,41	20,53	2,79	16,74	4,74	5,70	4,88	1,66	9,76	3,12	6,13	2,84
Nova Avanhandava	11,72	6,24	3,06	5,52	14,23	8,52	5,30	6,31	5,02	3,18	10,32	4,32
Três Irmãos	3,90	0,97	1,67	3,40	1,59	2,45	1,81	0,62	1,11	1,81	6,41	8,03
Máxima	13,67	20,53	13,95	21,98	14,51	29,27	5,85	14,54	12,28	10,57	13,99	8,03
Mínima	3,90	0,976	1,395	3,40	1,59	2,44	1,81	0,26	1,11	1,81	4,46	1,17
Média	8,83	6,04	5,39	10,55	4,77	10,28	3,90	4,97	6,55	4,18	8,60	4,05

Tabela 33. Valores do Índice de estado trófico para o secchi (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Nov / 02		Fev / 03		Abr / 03		Jun / 03		Ago / 03		Out / 03	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	51	M	57	E	51	M	42	O	48	M	48	M
Bariri	47	M	55	E	45	M	38	O	44	M	50	M
Ibitinga	45	M	50	M	51	M	42	O	36	O	48	M
Promissão	52	M	44	M	42	O	34	O	36	O	40	O
Nova Avanhandava	46	M	44	M	45	M	40	O	42	O	47	M
Três Irmãos	34	O	34	O	28	O	26	O	28	O	48	M
Máximo	52		57		51		42		48		50	
Mínimo	34		34		28		26		28		40	
Média	46		47		44		37		39		47	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 34. Valores do Índice de estado trófico para a clorofila a (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Nov / 02		Fev / 03		Abr / 03		Jun / 03		Ago / 03		Out / 03	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	54	M	57	E	37	O	39	O	56	E	53	M
Bariri	57	E	53	M	41	O	43	O	52	M	57	E
Ibitinga	50	M	34	O	43	O	48	M	41	M	46	M
Promissão	49	M	41	O	46	M	46	M	53	M	49	M
Nova Avanhandava	55	E	42	O	57	E	47	M	47	M	54	M
Três Irmãos	44	M	36	O	35	O	37	O	32	O	49	M
Máximo	57		57		57		48		56		57	
Mínimo	44		34		35		37		32		46	
Média	52		44		43		43		47		51	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 35. Valores do Índice de estado trófico para o fósforo total (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Nov / 02		Fev / 03		Abr / 03		Jun / 03		Ago / 03		Out / 03	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	69	E	61	E	58	E	54	M	64	E	76	E
Bariri	65	E	65	E	61	E	54	M	57	E	70	E
Ibitinga	57	E	59	E	57	E	48	M	51	M	55	E
Promissão	55	E	53	M	53	M	43	O	49	M	51	M
Nova Avanhandava	54	E	54	E	53	M	43	O	49	M	52	M
Três Irmãos	52	M	51	M	50	M	41	O	47	M	44	M
Máximo	69		65		61		54		64		76	
Mínimo	52		51		50		41		47		44	
Média	59		57		55		47		53		58	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 36. Valores do Índice de estado trófico para o fosfato inorgânico dissolvido (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Nov / 02		Fev / 03		Abr / 03		Jun / 03		Ago / 03		Out / 03	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	79	E	55	E	59	E	57	E	66	E	84	E
Bariri	70	E	71	E	65	E	61	E	55	E	81	E
Ibitinga	40	O	47	M	41	O	29	O	48	M	58	E
Promissão	40	O	54	M	33	O	25	O	44	M	51	M
Nova Avanhandava	43	O	41	O	25	O	34	O	45	M	51	M
Três Irmãos	45	M	36	O	31	O	25	O	40	O	47	M
Máximo	79		71		65		61		66		84	
Mínimo	40		36		25		25		40		47	
Média	53		51		42		37		50		63	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 37. Valores do Índice de estado trófico médio (IET) e estado trófico (ET), nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Nov / 02		Fev / 03		Abr / 03		Jun / 03		Ago / 03		Out / 03	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	65	E	58	E	51	M	49	M	60	E	69	E
Bariri	62	E	62	E	54	M	50	M	53	M	67	E
Ibitinga	48	M	47	M	47	M	42	O	45	M	52	M
Promissão	49	M	48	M	43	O	37	O	47	M	49	M
Nova Avanhandava	50	M	45	M	45	M	41	O	46	M	52	M
Três Irmãos	45	M	40	O	37	O	32	O	38	O	46	M
Máximo	65		62		54		50		60		69	
Mínimo	45		40		37		32		38		46	
Média	53		50		46		42		48		56	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 38. Total de táxons inventariados em cada classe taxonômica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Meses de coleta	Classes fitoplanctônicas em todos os reservatórios							Total de táxons
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae	
Novembro / 02	17	34	6	3	1	0	0	61
Fevereiro / 03	13	23	7	3	1	0	0	47
Abril / 03	15	25	10	4	2	0	0	56
Junho / 03	13	21	9	2	0	0	0	45
Agosto / 03	13	32	9	2	0	0	0	56
Outubro / 03	13	26	9	6	2	1	1	58

Tabela 39. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

Reservatórios	Composição de classes fitoplanctônicas por reservatórios							Total de táxons
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae	
Barra Bonita	6	12	3	2	0	0	0	23
Bariri	11	5	1	2	0	0	0	19
Ibitinga	11	11	5	0	0	0	0	27
Promissão	7	8	1	1	0	0	0	17
Nova Avanhandava	7	15	4	3	0	0	0	29
Três Irmãos	5	10	3	1	0	0	0	19

Tabela 40. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

Reservatórios	Composição de classes fitoplanctônicas por reservatórios							Total de táxons
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae	
Barra Bonita	10	9	4	2	0	0	0	25
Bariri	7	6	2	0	0	0	0	15
Ibitinga	10	12	3	0	0	0	0	25
Promissão	8	6	2	2	1	0	0	19
Nova Avanhandava	4	5	0	0	0	0	0	9
Três Irmãos	3	11	5	0	0	0	0	19

Tabela 41. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

Reservatórios	Composição de classes fitoplanctônicas por reservatórios							Total de táxons
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae	
Barra Bonita	11	11	5	1	2	0	0	30
Bariri	10	6	4	0	1	0	0	21
Ibitinga	6	7	1	0	1	0	0	15
Promissão	9	11	5	3	0	0	0	28
Nova Avanhandava	5	11	6	2	0	0	0	24
Três Irmãos	1	10	7		0	0	0	18

Tabela 42. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

Reservatórios	Composição de classes fitoplanctônicas por reservatórios							Total de táxons
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae	
Barra Bonita	8	12	6	0	0	0	0	26
Bariri	5	9	4	1	0	0	0	19
Ibitinga	9	4	4	1	0	0	0	18
Promissão	8	14	5	1	0	0	0	28
Nova Avanhandava	8	14	6	1	0	0	0	29
Três Irmãos	5	7	7	1	0	0	0	20

Tabela 43. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Reservatórios	Composição de classes fitoplanctônicas por reservatórios							Total de táxons
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae	
Barra Bonita	10	11	6	1	0	0	0	28
Bariri	6	10	6	2	0	0	0	24
Ibitinga	7	14	4	1	0	0	0	26
Promissão	8	20	7	2	0	0	0	37
Nova Avanhandava	6	16	8	2	0	0	0	32
Três Irmãos	7	8	8	1	0	0	0	24

Tabela 44. Total de táxons encontrados em cada classe taxonômica, nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

Reservatórios	Composição de classes fitoplanctônicas por reservatórios							Total de táxons
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae	
Barra Bonita	6	17	6	2	1	0	0	32
Bariri	9	10	3	1	1	0	0	24
Ibitinga	10	5	4	1	0	0	0	20
Promissão	9	14	7	4	1	1	0	36
Nova Avanhandava	9	11	6	3	1	1	0	31
Três Irmãos	7	12	7	3	0	0	1	30

Tabela 45. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em novembro de 2002.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	39.375	119.768	269.068	3.281	0	0	0
Bariri	774.905	42.298	174.269	1.691	0	0	0
Ibitinga	579.317	90.236	198.520	0	3.609	0	0
Promissão	1.593.020	832.951	12.494	6.247	0	0	0
Nova Avanhandava	783.974	1.999.242	95.289	12.994	0	0	0
Três Irmãos	285.147	52.337	14.437	9.023	0	0	0
Densidade média	675.956	522.805	127.346	5.539	3.609	0	0

Tabela 46. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em fevereiro de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	138.362	86.225	26.068	4.010	0	0	0
Bariri	123.219	1.389.019	22.403	0	0	0	0
Ibitinga	400.649	1.025.086	32.485	0	0	0	0
Promissão	878.301	1.052.758	8.021	6.015	4.010	0	0
Nova Avanhandava	439.381	605.972	0	0	0	0	0
Três Irmãos	86.225	1.285.368	42.110	6.015	0	0	0
Densidade média	344.356	907.405	26.217	5.347	4.010	0	0

Tabela 47. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em abril de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	160.620	86.626	113.697	9.023	3.609	0	0
Bariri	166.159	24.270	26.137	0	11.201	0	0
Ibitinga	799.494	52.337	1.804	0	1.804	0	0
Promissão	90.236	124.526	160.620	0	14.437	0	0
Nova Avanhandava	288.756	120.916	126.331	0	12.633	0	0
Três Irmãos	5.800	123.752	154.691	0	0	0	0
Densidade média	251.844	88.738	97.213	9.023	7.281	0	0

Tabela 48. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em junho de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	86.626	92.041	292.366	0	0	0	0
Bariri	162.425	80.279	147.489	1.866	0	0	0
Ibitinga	770.619	50.532	111.893	1.804	0	0	0
Promissão	386.460	151.223	104.549	5.600	0	0	0
Nova Avanhandava	287.368	81.212	72.883	2.082	0	0	0
Três Irmãos	112.294	98.257	118.310	2.005	0	0	0
Densidade média	300.965	92.257	141.248	2.671	0	0	0

Tabela 49. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em agosto de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	467.424	90.236	537.809	1.804	0	0	0
Bariri	99.260	52.337	270.709	5.414	0	0	0
Ibitinga	703.844	63.165	79.408	3.609	0	0	0
Promissão	220.301	145.622	63.476	14.935	0	0	0
Nova Avanhandava	1.239.848	101.064	59.556	16.242	0	0	0
Três Irmãos	162.425	41.508	72.189	1.804	0	0	0
Densidade média	482.184	82.322	180.525	7.301	0	0	0

Tabela 50. Densidade de organismos (org./ L) em cada classe de fitoplâncton, nos reservatórios do Sistema Tietê em outubro de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	69.077	93.348	166.159	35.472	7.467	0	0
Bariri	1.058.567	78.412	35.472	1.866	3.733	0	0
Ibitinga	253.906	28.004	26.137	3.733	0	0	0
Promissão	147.987	115.502	59.556	27.070	1.804	3.609	0
Nova Avanhandava	573.903	95.650	32.485	21.656	1.804	1.804	0
Três Irmãos	1.023.281	37.899	30.680	12.633	0	0	1.804
Densidade média	521.120	74.803	58.415	17.072	3.702	2.707	1.804

Tabela 51. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em novembro de 2002.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	9,12	27,75	62,35	0,76	0	0	0
Bariri	78,02	4,25	17,54	0,17	0	0	0
Ibitinga	66,45	10,35	22,77	0	0,41	0	0
Promissão	65,16	34,07	0,51	0,25	0	0	0
Nova Avanhandava	27,11	69,14	3,29	0,44	0	0	0
Três Irmãos	79	14,5	3,99	2,49	0	0	0

Tabela 52. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em fevereiro de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	54,33	33,85	10,23	1,57	0	0	0
Bariri	8,02	90,51	1,45	0	0	0	0
Ibitinga	27,47	70,29	2,22	0	0	0	0
Promissão	45,06	54,01	0,41	0,3	0,2	0	0
Nova Avanhandava	42,03	57,96	0	0	0	0	0
Três Irmãos	6,07	90,53	2,96	0,42	0	0	0

Tabela 53. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em abril de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	42,99	23,18	30,43	2,41	0,96	0	0
Bariri	72,95	10,65	11,47	0	4,91	0	0
Ibitinga	93,46	6,11	0,21	0	0,21	0	0
Promissão	23,14	31,94	41,2	0	3,7	0	0
Nova Avanhandava	52,63	22,03	23,02	0	2,3	0	0
Três Irmãos	2,04	43,53	54,42	0	0	0	0

Tabela 54. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em junho de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	18,39	19,54	62,06	0	0	0	0
Bariri	41,42	20,47	37,61	0,47	0	0	0
Ibitinga	82,43	5,4	11,96	0,19	0	0	0
Promissão	59,65	23,34	16,13	0,86	0	0	0
Nova Avanhandava	64,78	18,3	16,43	0,46	0	0	0
Três Irmãos	33,93	29,69	35,75	0,6	0	0	0

Tabela 55. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em agosto de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	42,59	8,22	49,01	0,16	0	0	0
Bariri	23,2	12,23	63,29	1,26	0	0	0
Ibitinga	82,8	7,43	9,34	0,42	0	0	0
Promissão	49,58	32,77	14,28	3,36	0	0	0
Nova Avanhandava	87,51	7,13	4,2	1,14	0	0	0
Três Irmãos	58,44	14,93	25,97	0,64	0	0	0

Tabela 56. Densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Tietê em outubro de 2003.

Reservatórios	Classe						
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae
Barra Bonita	18,59	25,1	44,72	9,54	2	0	0
Bariri	89,95	6,65	3,01	0,15	0,31	0	0
Ibitinga	81,43	8,98	8,38	1,19	0	0	0
Promissão	41,62	32,48	16,75	7,61	0,50	1,01	0
Nova Avanhandava	78,9	13,15	4,46	2,97	0,24	0,249	0
Três Irmãos	92,49	3,42	2,77	1,14	0	0	0,16

Tabela 57. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

Classe / Táxons	Novembro / 2002					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
Cyanophyceae						
<i>Anabaena circinalis</i>	1640		1804			
<i>Anabaena solitaria</i>		1691				
<i>Anabaena sp</i>		6767	32485		4331	
<i>Anabaena spiroides</i>			1804			
<i>Chroococcus minutus</i>	4921	8459				
<i>Chroococcus sp</i>			1804	6247	10828	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>		1691	5414	1089084	641039	265295
<i>Microcystis aeruginosa</i>	13780	81720	42952	178668	55224	12993
<i>Microcystis spp</i>	5906	35022	18408	96205	55224	3248
<i>Planktothrix agardhii</i>	6562	25378	28875			
<i>Planktothrix sp</i>				6247	17325	
<i>Pseudoanabaena catenata</i>		33838	9023			
<i>Pseudoanabaena mulcicola</i>	6562					
<i>Pseudoanabaena sp</i>		560029	434939			
<i>Raphidiopsis sp</i>		1691	1804	208237	43313	1804
<i>Synechocystis sp</i>		18611		8329		1804
Chlorophyceae						
<i>Actinastrum aciculare</i>	9843		3609			
<i>Actinastrum gracillimum</i>	8203					
<i>Actinastrum sp</i>	4921					
<i>Asterococcus sp</i>			1804	8329		7218
<i>Botryococcus braunii</i>				787139	4331	
<i>Botryococcus protuberans</i>	57423	10151	9023	12494		
<i>Botryococcus sp</i>	1640					3609
<i>Chlorella sp</i>			7218		12994	3609
<i>Chlorococcum sp</i>				2082	21656	
<i>Chlorolobion sp</i>			3609			
<i>Coelastrum cambricum</i>					2165	
<i>Coelastrum microporum</i>						1804
<i>Coelastrum reticulatum</i>					17325	
<i>Coelastrum sp</i>					4331	18047
<i>Coelastrum sphaericum</i>					25988	
<i>Coenocloris sp</i>						
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>					32485	
<i>Dictyosphaerium sp</i>	6562				32485	
<i>Elakatothrix sp</i>			36094			
<i>Gloecystis sp</i>					2165	
<i>Golenkinia radiata</i>			1804		2165	
<i>Golenkinia sp</i>	1638					
<i>Keratococcus sp</i>	1640	20303	7218			3609
<i>Micractinium sp</i>	4921			2082	2165	
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	3281					
<i>Monoraphidium sp</i>				12494	21656	
<i>Oocystis sp</i>		8459			4331	1804
<i>Pedistrum sp</i>			1804			
<i>Scenedesmus denticulatos</i>						1804
<i>Scenedesmus sp</i>			9023	2082	12994	

... Continuação da Tabela 57. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	6562					
<i>Sphaerocystis sp</i>				6247		7218
<i>Tetrastrum sp</i>		1691				
<i>Westella botryoides</i>	13125	1691				
Bacillariophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Aulacoseira granulata</i>	262505	174269	133549			1804
<i>Aulacoseira sp</i>	4921		1804			
<i>Cyclotella meneghiniana</i>			14437			
<i>Cyclotella sp</i>			37899	12494	51976	5414
<i>Cyclotella stelligera</i>	1640		10828		32485	7218
<i>Pinnularia sp</i>					4331	
<i>Synedra sp</i>					6497	
Zygnemaphyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Cosmarium sp</i>					2165	
<i>Staurastrum sp</i>	1640				4331	9023
<i>Staurastrum volans</i>	1640	1691	1691	6247	6497	
Xanthophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Centritractus sp</i>			3609			

Tabela 58. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

Classe / Táxons	Fevereiro / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
Cyanophyceae						
<i>Anabaena sp</i>	6015	5600	5414	4010		
<i>Aphanocapsa sp</i>			5414	4010		
<i>Chroococcus minutus</i>				8021		
<i>Chroococcus sp</i>			1804			
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	34089	56008	133549	693817	391487	76199
<i>Merismopedia sp</i>	205					
<i>Microcystis aeruginosa</i>	9825	19602	106749	47123	2811	
<i>Microcystis spp</i>	4210	8401	57481	47123	3436	
<i>Planktothrix sp</i>	44115	11201	30680	26068		8021
<i>Pseudoanabaena catenata</i>	6015	1866				
<i>Pseudoanabaena sp</i>	4010		7218			
<i>Raphidiopsis sp</i>	16042	20536	50532	48126	41647	2005
<i>Synechocystis sp</i>	12031		1804			
Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Actinastrum aciculare</i>		7467				
<i>Actinastrum gracillimum</i>			5414			
<i>Actinastrum sp</i>			1804			
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>						16042
<i>Ankistrodesmus sp</i>	8021					

... Continuação da Tabela 58. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Asterococcus sp</i>	12031			2005		6015
<i>Botryococcus braunii</i>		1325541	862660	1034710	589313	1147005
<i>Botryococcus protuberans</i>	22057		5414			
<i>Botryococcus sp</i>	4010					
<i>Chlorella sp</i>	8021	7467	27070	8021		18047
<i>Chlorococcum sp</i>	2005		14437			4010
<i>Coelastrum reticulatum</i>						300778
<i>Crucigenia sp</i>						8021
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	4010		37899	2005		6015
<i>Dictyosphaerium sp</i>	24063	5600	19852		6247	
<i>Elakatothrix sp</i>			1804			4010
<i>Keratococcus sp</i>			1640			
<i>Micractinium sp</i>		41073	37899	4010		
<i>Monoraphidium sp</i>					6247	
<i>Oocystis sp</i>			7218			44115
<i>Scenedesmus sp</i>				2005	2082	2005
<i>Sphaerocystis sp</i>	2005				2082	
<i>Westella botryoides</i>		1866				
Bacillariophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Aulacoseira granulata</i>	10026	16802	25266	2005		2005
<i>Aulacoseira sp</i>	6015	5600	5414			
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2005					8021
<i>Cyclotella sp</i>	8021					18047
<i>Cyclotella stelligera</i>						12031
<i>Synedra acus</i>				6015		
<i>Synedra sp</i>			1804			2005
Zygnemaphyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Cosmarium sp</i>	2005					
<i>Closterium sp</i>	2000					
<i>Staurastrum sp</i>				4010		2005
<i>Staurastrum volans</i>				2005		4010
Xanthophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Pseudostaurastrum sp</i>				4010		

Tabela 59. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

Classe / Táxons	Abril / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
Cyanophyceae						
<i>Anabaena sp</i>		31738	23461	1804		
<i>Aphanocapsa sp</i>	5414			1640		
<i>Chroococcus sp</i>	3609	3733				
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	902	746		5052	9474	
<i>Merismopedia sp</i>	3609	1866				
<i>Microcystis aeruginosa</i>	64969	53581	121277	16422	793	
<i>Microcystis spp</i>	21656	22963	51975	8843	1190	
<i>Oscillatoria sp</i>		1866				
<i>Planktothrix sp</i>	19852		3609	9023		
<i>Pseudoanabaena catenata</i>		14935	117307			
<i>Pseudoanabaena galeta</i>		13068				
<i>Pseudoanabaena sp</i>	25266		481862	1804		5800
<i>Raphidiopsis sp</i>	902	1119		2165	3158	
<i>Synechococcus sp</i>	10828					
Chlorophyceae						
<i>Actinastrum gracillimum</i>	3609				1804	
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>				9023	14437	
<i>Ankistrodesmus sp</i>						36739
<i>Asterococcus sp</i>	3609				5414	1933
<i>Botryococcus protuberans</i>	5414			7218		
<i>Chlorella sp</i>		7467	3609	10828	1804	21270
<i>Chlorolobion sp</i>					3609	
<i>Coelastrum sp</i>	1804					5800
<i>Coenocloris sp</i>					5414	
<i>Crucigenia sp</i>						7734
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	28875	7467		18047	30680	
<i>Dictyosphaerium sp</i>	9023		1804	3609	27070	
<i>Elakatothrix sp</i>	1804	1866	34289	1804		
<i>Golenkinia sp</i>	3609			1804		
<i>Golenkiniopsis solitaria</i>					9023	
<i>Keratococcus sp</i>			1804			21270
<i>Lagerheimia sp</i>			1804			
<i>Micractinium sp</i>	25266			57751		
<i>Monoraphidium longiusculum</i>				1804	14437	1933
<i>Monoraphidium minutum</i>	1640					
<i>Monoraphidium sp</i>		1866		5414		7734
<i>Oocystis sp</i>			3609	7218	7218	15469
<i>Scenedesmus sp</i>	1804	3733				3867
<i>Schroederia sp</i>		1866	5414			
Bacillariophyceae						
<i>Aulacoseira distans</i>	1640					
<i>Aulacoseira granulata</i>	36094	13068	1804	117307	1804	56075
<i>Aulacoseira sp</i>	57751	9334		3609		7734

... Continuação da Tabela 59. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

Bacillariophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Centritractus sp</i>						13535
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	12633	1866			12633	15469
<i>Cyclotella sp</i>	5414	1866		30680	46922	17402
<i>Cyclotella stelligera</i>				5414	3609	
<i>Pinnularia sp</i>						36739
<i>Rhizosolenia longiseta</i>					9023	
Zacharias						
<i>Synedra sp</i>				3609	52337	7734

Xanthophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Centritractus sp</i>	1804	11201	1804			
<i>Tetraplektron sp</i>	1640					

Zygnemaphyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Closterium sp</i>				1804		
<i>Staurastrum inversenii</i>				9023		
<i>Staurastrum sp</i>				3609	5414	
<i>Staurastrum volans</i>	9023				7218	

Tabela 60. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

Classes / Táxons	Junho / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
Cyanophyceae						
<i>Anabaena circinalis</i>			16242			
<i>Anabaena sp</i>		9334	18047		4164	
<i>Aphanocapsa sp</i>	1640		14437	14935	6247	4010
<i>Chroococcus sp</i>			1804	1866		12031
<i>Coelosphaerium sp</i>			1804			
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1804			84013	118695	
<i>Microcystis aeruginosa</i>	11910	23056	83378	121352	63720	28775
<i>Microcystis spp</i>	9745	12415	35733	121352	77880	53439
<i>Planktothrix sp</i>	12633			5600	4164	
<i>Pseudoanabaena catenata</i>		28004				
<i>Pseudoanabaena sp</i>	45118	89614	530590	14935	4164	14036
<i>Raphidiopsis sp</i>	1804		68579	22403	8329	
<i>Synechococcus sp</i>	1804					
Chlorophyceae						
<i>Actinastrum aciculare</i>				1866	2082	
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	7218	13068		7467	8329	
<i>Asterococcus sp</i>	10828	7467	1804	5600		
<i>Botryococcus protuberans</i>	21656	1866	5414	56008	22906	
<i>Chlorella sp</i>	1804	3733	5414		2082	
<i>Chlorococcum sp</i>					4164	
<i>Chlorolobion sp</i>	1804			3733		
<i>Coelastrum sp</i>					2082	4010
<i>Coelastrum sphaericum</i>					2082	

... Continuação da Tabela 60. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Coenocloris sp</i>		13068		9334		4010
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	5414	3733		3733		
<i>Dictyosphaerium sp</i>	1804			11201	4164	12031
<i>Elakatothrix sp</i>	12633	7467	37899			
<i>Keratococcus sp</i>	21656	7467		1866		
<i>Micractinium sp</i>		22403		22403		
<i>Monoraphidium longiusculum</i>	1804			1866	12494	2005
<i>Monoraphidium sp</i>	3609			7467	2082	
<i>Oocystis lacustris</i>				1866		20052
<i>Oocystis sp</i>				16802	10411	36094
Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Scenedesmus ellipticus</i>					2082	
<i>Scenedesmus longispina</i>	1640					
<i>Scenedesmus sp</i>					4164	20052
Bacillariophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Aulacoseira granulata</i>	212957	39206	25266	76545		82215
<i>Aulacoseira sp</i>	36094	26137	9023	5600		10026
<i>Coscinodiscus sp</i>	3609					
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	9023	3733			4164	205
<i>Cyclotella sp</i>	28875	78412	18047	7467	27070	16042
<i>Cyclotella stelligera</i>			59556		10411	4010
<i>Pinnularia sp</i>	1804				2082	2005
<i>Rhizosolenia sp</i>					8329	
<i>Synedra sp</i>				11201	20823	2005
Zygnemaphyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Staurastrum sp</i>			1804			2005
<i>Staurastrum volans</i>		1866		5600	2082	
Zacharias						
<i>Synedra sp</i>						

Tabela 61. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Classes / Táxons	Agosto / 2003					
Cyanophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena sp</i>	18047	16242	30680	16802	3609	
<i>Aphanocapsa sp</i>	9023	1804		7467	7218	16242
<i>Choricystis sp</i>	3609					
<i>Chroococcus sp</i>			1804			
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1804		1804	126953	974553	77603
<i>Lyngbya sp</i>	1804					
<i>Microcystis aeruginosa</i>	227395	12993	195812	29124	66323	1262
<i>Microcystis spp</i>	75798	3248	83919	19416	123172	541
<i>Planktothrix sp</i>	57751	16242				1804

... Continuação da Tabela 61. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Cyanophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Pseudoanabaena catenata</i>			59556			
<i>Pseudoanabaena sp</i>	70384	48727	330265	13068		
<i>Raphidiopsis sp</i>					64970	
<i>Synechocystis sp</i>	1640			5600		12633
Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Actinastrum aciculare</i>				1866		
<i>Actinastrum gracillimum</i>		5414				
<i>Actinastrum sp</i>				1866		
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	9023		3609	1866		
<i>Ankistrodesmus sp</i>				1866	3609	
<i>Asterococcus sp</i>	5414		1804		5414	
<i>Botryococcus braunii</i>				1866		
Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Botryococcus protuberans</i>				7467	9023	3609
<i>Chlorella sp</i>	14437	7218	1804	1866	5414	
<i>Chlorococcum sp</i>		1804	7218		3609	1804
<i>Coelastrum microporum</i>					1804	
<i>Coelastrum reticulatum</i>				1866	1804	1804
<i>Coelastrum sp</i>			1804			
<i>Coelastrum sphaericum</i>		1804		3733	5414	1804
<i>Coenocloris sp</i>	3609					
<i>Coscinodiscus sp</i>				1866		
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>				13068	7218	
<i>Dictyosphaerium sp</i>	1804			7467	1804	
<i>Elakatothrix sp</i>		1804	1804			
<i>Eutetramorus sp</i>			1804	1866		
<i>Gloecystis sp</i>				1866		
<i>Golenkiniopsis sp</i>				11201	1804	
<i>Keratococcus sp</i>	1804	10828	10828			
<i>Micractinium sp</i>	21656	18047		37339	1804	1804
<i>Monoraphidium longiusculum</i>	90223	1804	3609	11201	21656	16242
<i>Monoraphidium minutum</i>			7218	3733		
<i>Monoraphidium sp</i>			1804			
<i>Oocystis lacustris</i>			1804			
<i>Oocystis sp</i>	16242	1804	16242	7467	18047	10828
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	1804					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		1640				
<i>Scenedesmus sp</i>	5414		1804	24270	10828	3609
Bacillariophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Aulacoseira granulata</i>	321241	104674	3609	22403	7218	27070
<i>Aulacoseira sp</i>	124526	32485	9023			3609
<i>Coscinodiscus sp</i>	3609				3609	9023
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	25266	1640	19852	1866	1804	1804
<i>Cyclotella sp</i>	59556	25266	46922	5600	23461	16242
<i>Cyclotella stelligera</i>	3609	104674		1866	5414	3609
<i>Pinnularia sp</i>		1804		7467	1804	5414

... Continuação da Tabela 61. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Bacillariophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Rhizosolenia sp</i>				5600	9023	
<i>Synedra sp</i>				18669	7218	5414
Zygnemaphyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Staurastrum sp</i>		3609		13068	12633	1804
<i>Staurastrum volans</i>	1640	1804	3609	1866	3609	

Tabela 62. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

Classes / Táxons	Outubro / 2003					
Cyanophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena sp</i>	3733	147489	33605	7218	3609	5414
<i>Aphanocapsa sp</i>	1866			3609	1640	7218
Cyanophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Coelosphaerium sp</i>					1804	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>			1866	106479	503519	958310
<i>Microcystis aeruginosa</i>	14001	229635	23747	5052	1563	15249
<i>Microcystis spp</i>	4667	76545	21059	2165	2345	8211
<i>Planktothrix sp</i>		1866	7467	9023	1804	
<i>Pseudoanabaena catenata</i>		84013	3733			
<i>Pseudoanabaena galeata</i>		1866	1866			
<i>Pseudoanabaena sp</i>	33605	504079	141888	3609	3609	
<i>Raphidiopsis sp</i>				7218	54141	25266
<i>Synechococcus sp</i>	11201	3733	14935	3609		
<i>Synechocystis sp</i>		9334	3733			3609
Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>				3609		
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	1866					
<i>Ankistrodesmus sp</i>		1866				
<i>Asterococcus sp</i>	5600	1866		1804	3609	1804
<i>Botryococcus braunii</i>	1866					
<i>Chlamydomonas sp</i>		3733				
<i>Chlorella sp</i>	3733	9334	3733	12633	3609	3609
<i>Chlorococcum sp</i>	16802	5600	5600	1804		1804
<i>Coelastrum cubicum</i>						1804
<i>Coelastrum microporum</i>	5600			1804	14437	
<i>Coelastrum reticulatum</i>					1804	1804
<i>Coelastrum sp</i>	3733	5600				
<i>Coelastrum sphaericum</i>			1866	7218	7218	1804
<i>Coenocloris sp</i>				1804	3609	1804
<i>Crucigenia sp</i>	1866					
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>				10828	7218	
<i>Dictyosphaerium sp</i>		1866	1866	5414		1804
<i>Elakatothrix sp</i>	1866	22403	14935		1804	
<i>Keratococcus sp</i>	1866	3733				
<i>Micractinium sp</i>				9023		

... Continuação da Tabela 62. Distribuição e densidade dos táxons do fitoplâncton encontrados nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

Chlorophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Monoraphidium contortum</i>	3733					
<i>Monoraphidium longiusculum</i>	14935			36094	23461	12633
<i>Oocystis sp</i>	13068	22403		16242	18047	3609
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	1866					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1866			1804		1640
<i>Scenedesmus sp</i>	9334			5414	10828	3609
Bacillariophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Aulacoseira granulata</i>	48540	7467	1866	10828	3609	5414
<i>Aulacoseira sp</i>	16802			1804		1804
<i>Coscinodiscus sp</i>	1866		1866	5414	5414	3609
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	14935		7467	1804		
<i>Cyclotella sp</i>	82146	26137	14935	10828	3609	3609
<i>Cyclotella stelligera</i>				1804	1804	
<i>Pinnularia sp</i>	1866	1866			3609	1804
<i>Rhizosolenia sp</i>						1640
<i>Synedra sp</i>				27070	14437	12633
Xanthophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Centritractus sp</i>	7467	3733		1804		
<i>Pseudostaurastrum sp</i>					1640	
Zygnemaphyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Cosmarium bioculatum</i>						1640
<i>Cosmarium sp</i>	28004	1866		1804	1804	1804
<i>Euastrum sp</i>					1804	
<i>Staurastrum sp</i>				5414		
<i>Staurastrum volans</i>	7467		3733	18047	18047	9023
<i>Staurodesmus mamillatus</i>				1804		
Chrysophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Mallomonas sp</i>						1804
Euglenophyceae	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Trachelomonas sp</i>				3609	1804	

Tabela 63. Densidade e distribuição das formas coloniais e filamentosas (col - fil./ L) da classe Cyanophyceae nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Reservatórios	Novembro / 02		Fevereiro / 03		Abril / 03		Junho / 03		Agosto / 03		Outubro / 03	
	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos
Barra Bonita	24608	8202	26272	100261	110086	25264	25100	16241	315826	79406	31736	3733
Bariri	143813	37218	28004	93345	82144	35470	35472	9334	18046	32484	319248	1866
Ibitinga	63164	70382	173252	220175	173253	27070	137157	102868	281536	32484	42938	63475
Promissão	283203	1303568	106277	772021	26906	61358	257639	106416	56007	143755	10827	129938
Nova Avanhandava	121277	706008	6247	433134	19852	268904	147848	135352	196714	1043132	5713	563073
Três Irmãos	18046	267099	1000	86225	0	5800	98256	14036	30679	79407	34288	988990

Tabela 64. Riqueza de espécies fitoplanctônicas encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Riqueza					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	21	25	29	25	27	31
Bariri	17	14	21	19	24	24
Ibitinga	27	25	15	17	26	20
Promissão	17	19	27	28	37	35
Nova Avanhandava	29	9	23	28	29	30
Três Irmãos	19	21	16	19	24	30

Tabela 65. Riqueza de espécies entre as classes fitoplanctônicas presentes nos reservatórios do Sistema Tietê durante os meses de estudo.

Período	Classes							Riqueza Total
	Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Zygnemaphyceae	Xanthophyceae	Euglenophyceae	Chrysophyceae	
Novembro / 02	17	34	6	3	1	0	0	61
Fevereiro / 03	13	23	7	3	1	0	0	47
Abril / 03	15	25	10	4	2	0	0	56
Junho / 03	13	21	9	2	0	0	0	45
Agosto / 03	13	32	9	2	0	0	0	56
Outubro / 03	13	26	9	6	2	1	1	58

Tabela 66. Valores do índice de diversidade (Bits/ind.) obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Reservatórios	Diversidade					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	2,14	4,00	3,68	3,05	3,03	4,03
Bariri	2,59	0,88	3,34	3,41	3,21	2,45
Ibitinga	2,76	2,34	1,89	2,31	2,55	2,82
Promissão	1,99	1,67	3,41	3,30	4,02	3,99
Nova Avanhandava	2,71	1,35	3,02	3,26	1,84	2,10
Três Irmãos	1,63	1,37	3,55	3,24	3,48	1,10

Tabela 67. Valores do Índice de Uniformidade obtidos nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Reservatórios	Uniformidade					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	0,49	0,87	0,77	0,66	0,64	0,81
Bariri	0,64	0,23	0,77	0,81	0,71	0,54
Ibitinga	0,58	0,51	0,49	0,58	0,55	0,66
Promissão	0,49	0,40	0,73	0,69	0,77	0,78
Nova Avanhandava	0,56	0,45	0,67	0,68	0,38	0,43
Três Irmãos	0,39	0,31	0,88	0,77	0,77	0,22

Tabela 68. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

Reservatórios	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
Barra Bonita	*					
Bariri	47	*				
Ibitinga	26	39	*			
Promissão	1,4	9	5	*		
Nova Avanhandava	2	15	15	47	*	
Três Irmãos	3	7	7	21	42	*

Tabela 69. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

Reservatórios	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
Barra Bonita	*					
Bariri	11	*				
Ibitinga	19	69	*			
Promissão	10	66	70	*		
Nova Avanhandava	10	53	62	69	*	
Três Irmãos	9	84	69	68	54	*

Tabela 70. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

Reservatórios	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
Barra Bonita	*					
Bariri	49	*				
Ibitinga	19	27	*			
Promissão	36	22	7	*		
Nova Avanhandava	21	9	4	27	*	
Três Irmãos	22	16	2	26	12	*

Tabela 71. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

Reservatórios	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
Barra Bonita	*					
Bariri	47	*				
Ibitinga	21	30	*			
Promissão	33	30	28	*		
Nova Avanhandava	23	22	26	60	*	
Três Irmãos	38	34	25	47	36	*

Tabela 72. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Reservatórios	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
Barra Bonita	*					
Bariri	38	*				
Ibitinga	49	23	*			
Promissão	21	21	17	*		
Nova Avanhandava	22	8	22	31	*	
Três Irmãos	21	25	17	56	26	*

Tabela 73. Índice de similaridade da comunidade fitoplanctônica, segundo o método de Bray & Curtis (ligação completa), encontrada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

Reservatórios	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
Barra Bonita	*					
Bariri	17	*				
Ibitinga	32	37	*			
Promissão	27	10	18	*		
Nova Avanhandava	16	5	6	44	*	
Três Irmãos	10	5	8	27	66	*

Tabela 74. Resultados da análise de componentes principais nos meses de novembro/2002, fevereiro/2003 e abril/2003 nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.

Novembro / 2002			Fevereiro / 2003			Abril / 2003		
	Score 1	Score 2		Score 1	Score 2		Score 1	Score 2
NO2	0,984	-0,132	NH4	0,97	0,081	PT	0,965	0,152
PT	0,979	0,199	PT	0,959	0,22	PTD	0,939	0,134
PTD	0,961	0,24	MST	0,953	-0,171	PI	0,94	0,175
PI	0,94	0,289	TEMP	-0,937	0,058	SI	-0,098	-0,992
SI	-0,989	0,046	IET	0,977	0,081	pH	-0,901	0,052
COND	0,973	-0,105	NT/NP	0,959	0,22	COND	0,145	0,97
O2	-0,911	0,347				Riqu	-0,06	0,934
IET	0,917	0,36				DIP	0,94	0,175
DIP	0,94	0,289				NT/NP	0,965	0,152
Explicação	70,83	20,8	Explicação	69,77	15,84	Explicação	53,43	29,96
Variância acumulada	91%		Variância acumulada	86%		Variância acumulada	83%	

Tabela 75. Resultados da análise de componentes principais nos meses de junho/2003, agosto/2003 e outubro/2003 nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.

Junho / 2003			Agosto / 2003			Outubro / 2003		
	Score 1	Score 2		Score 1	Score 2		Score 1	Score 2
NO2	0,952	0,133	NO3	0,208	-0,939	NH4	0,341	-0,917
NO3	0,946	-0,289	NH4	0,153	-0,929	PT	0,93	0,314
PT	0,996	0,055	PT	0,979	0,14	PTD	0,909	0,354
PTD	0,929	0,311	PTD	0,964	0,187	PI	0,909	-0,142
PI	0,926	0,22	PI	0,975	0,184	MSI	0,962	-0,206
SI	0,292	0,943	MSI	0,939	-0,02	MSO	0,957	0,283
MSI	0,981	0,09	MST	0,966	0,2	MST	0,934	0,336
MST	0,904	-0,325	COND	0,988	-0,109	COND	-0,98	0,133
IET	0,963	-0,027	TEMP	-0,945	0,143	DIN/DIP	0,962	0,129
DIN	0,96	-0,251	IET	0,936	0,015			
DIP	0,926	0,22	DIN	0,236	-0,948			
NT/NP	0,996	0,055	DIP	0,975	0,184			
			DIN/DIP	-0,168	-0,98			
			NT/NP	0,979	0,14			
Explicação	73,2	18,41	Explicação	63,7	25,19	Explicação	65,15	25,72
Variância acumulada	92%		Variância acumulada	89%		Variância acumulada	91%	

Tabela 76. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002

Táxons de cianobactérias	Novembro / 2002					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avandava	Três Irmãos
<i>Anabaena circinalis</i>	400	740	740	0	200	0
<i>Anabaena planctonica</i>	600	0	400	0	0	0
<i>Anabaena solitaria</i>	180	0	1240	0	0	0
<i>Anabaena spiroides</i>	0	285	0	0	0	0
<i>Chroococcus sp</i>	200	0	700	0	0	0
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	300	0	1940	8400	4600	1177
<i>Microcystis aeruginosa</i>	3820	2160	2080	1120	550	1225
<i>Microcystis panniforme</i>	440	433	650	200	0	0
<i>Microcystis robusta</i>	622	500	400	0	400	0
<i>Microcystis sp</i>	1822	1355	2900	860	1177	571
<i>Microcystis viridis</i>	1028	766	700	0	0	0
<i>Planktothrix sp</i>	685	822	200	0	0	0
<i>Pseudoanabaena sp</i>	4257	10350	8000	0	3800	8400
<i>Raphidiopsis sp</i>	200	200	533	1900	733	0
<i>Synechocystis sp</i>	0	666	0	0	0	0
Densidade Total	14554	18277	20483	12480	11460	11373

Tabela 77. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

Táxons de cianobactérias	Fevereiro / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avandava	Três Irmãos
<i>Anabaena circinalis</i>	2133	440	300	0	0	0
<i>Anabaena planctonica</i>	920	400	200	0	0	0
<i>Anabaena solitaria</i>	500	0	533	0	0	0
<i>Anabaena sp</i>	0	333	0	0	0	0
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1440	940	1560	3220	8120	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1700	1480	3180	800	640	0
<i>Microcystis panniforme</i>	711	400	342	0	300	0
<i>Microcystis sp</i>	825	420	750	320	250	600
<i>Microcystis viridis</i>	660	580	511	186	300	0
<i>Planktothrix sp</i>	300	520	460	680	0	0
<i>Pseudoanabaena sp</i>	350	0	0	0	0	200
<i>Raphidiopsis sp</i>	0	500	840	1760	2850	0
Densidade Total	9539	6013	8676	6966	12460	800

Tabela 78. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

Táxons de cianobactérias	Abril / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena circinalis</i>	220	250	233	0	0	0
<i>Anabaena planctonica</i>	200	0	200	0	0	0
<i>Chroococcus sp</i>	0	0	0	0	0	1000
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	900	0	0	2880	18688	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2360	2780	2960	1450	1060	2320
<i>Microcystis panniforme</i>	566	400	500	371	0	0
<i>Microcystis sp</i>	511	542	980	780	960	440
<i>Microcystis viridis</i>	1240	800	675	180	920	650
<i>Planktothrix sp</i>	314	0	0	200	180	0
<i>Pseudoanabaena sp</i>	3355	8125	8900	0	0	1900
<i>Raphidiopsis sp</i>	480	0	200	760	2480	0
Densidade Total	10146	12897	14648	6621	24288	6310

Tabela 79. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

Táxons de cianobactérias	Junho / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena circinalis</i>	200	0	2640	200	0	0
<i>Anabaena solitaria</i>	0	0	5700	0	0	0
<i>Anabaena sp</i>	0	300	400	0	0	0
<i>Anabaena spiroides</i>	200	280	2911	200	0	0
<i>Chroococcus sp</i>	0	0	0	0	0	4240
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0	0	233	7560	18688	5460
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2200	1960	2940	960	1060	186
<i>Microcystis panniforme</i>	280	400	750	440	0	0
<i>Microcystis robusta</i>	0	520	400	0	0	1080
<i>Microcystis sp</i>	120	1500	2911	620	960	1057
<i>Microcystis viridis</i>	666	575	111	460	920	1100
<i>Planktothrix sp</i>	360	0	200	0	200	0
<i>Pseudoanabaena sp</i>	4200	16500	20000	4000	0	10888
<i>Raphidiopsis sp</i>	0	0	200	1160	2480	0
Densidade Total	8226	22035	39396	15600	24308	24011

Tabela 80. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Táxons de cianobactérias	Agosto / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena circinalis</i>	800	1260	1620	711	0	0
<i>Anabaena sp</i>	650	333	280	822	0	0
<i>Anabaena spiroides</i>	888	2080	1220	1520	0	0
<i>Chroococcus sp</i>	200	0	0	0	0	2000
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0	0	0	11760	29666	500
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1660	1100	1520	1180	333	771
<i>Microcystis panniforme</i>	1560	925	500	500	450	0
<i>Microcystis robusta</i>	350	500	200	0	200	0
<i>Microcystis sp</i>	2620	1940	4555	2620	1360	960
<i>Microcystis viridis</i>	450		200	0	0	0
<i>Planktothrix sp</i>	0	466	200	200	0	0
<i>Pseudoanabaena sp</i>	8733	14500	18000	9333	0	2000
<i>Raphidiopsis sp</i>	1466	0	0	1720	3914	185
<i>Synechocystis sp</i>	0	0	0	0	0	1000
Densidade Total	19377	23104	28295	30366	35923	7416

Tabela 81. Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (colônias – filamentos / L) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

Táxons de cianobactérias	Outubro / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	N. Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena circinalis</i>	620	1900	2260	0	0	0
<i>Anabaena solitaria</i>	660	620	0	0	0	0
<i>Anabaena sp</i>	5220	711	666	0	0	0
<i>Anabaena spiroides</i>	480	3680	4840	200	0	0
<i>Chroococcus sp</i>	1200	600	180	0	0	0
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0	0	0	10680	29680	40444
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1680	2480	2480	514	266	266
<i>Microcystis panniforme</i>	2100	1900	2220	300	320	400
<i>Microcystis robusta</i>	400	0	733	0	0	0
<i>Microcystis sp</i>	4220	1760	2100	311	555	325
<i>Microcystis viridis</i>	440	533	620	0	0	0
<i>Planktothrix sp</i>	0	0	200	0	0	200
<i>Pseudoanabaena sp</i>	19680	19640	19820	0	0	0
<i>Raphidiopsis sp</i>	0	0	0	1675	4460	5177
Densidade Total	36700	33824	36119	13680	35281	46812

Tabela 82. Densidade e distribuição das formas coloniais e filamentosas (col - fil./ L) de cianobactérias nas florações nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Reservatórios	Novembro / 02		Fevereiro / 03		Abril / 03		Junho / 03		Agosto / 03		Outubro / 03	
	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos	Colônias	Filamentos
Barra Bonita	67900	5860	32875	2010	4677	2114	15500	3570	72165	1945	10040	6980
Bariri	137750	3159	86875	2660	4522	250	54000	972	28250	3920	7273	6911
Ibitinga	77875	8720	24625	5840	5115	633	51800	8691	32250	5310	8333	7966
Promissão	12875	8360	9250	8600	2781	3840	7330	4460	21330	36529	1125	12555
Nova Avanhandava	12000	3010	2500	16020	2940	21348	8915	3530	12165	59260	1141	34140
Três Irmãos	60	450	600	200	4410	1900	41066	66	2830	560	991	45821

Tabela 83. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em novembro de 2002.

Espécies de cianobactérias	Novembro /2002					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena spp</i>	440	1520	1240	0	950	0
<i>Cylindrospermopsis sp</i>	190	0	560	7680	2700	450
<i>Microcystis spp</i>	67900	137750	77875	12875	12000	60
<i>Planktothrix spp</i>	40	19	40	0	0	0
<i>Pseudoanabaena spp</i>	5000	20	6500	0	450	750
<i>Raphidiopsis spp</i>	190	900	380	640	270	0
Densidade Total	73760	140909	86595	21235	15010	510

Tabela 84. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em fevereiro de 2003.

Espécies de cianobactérias	Fevereiro / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena spp</i>	1040	1160	980	0	0	0
<i>Cylindrospermopsis sp</i>	720	760	3400	7560	14800	0
<i>Microcystis spp</i>	32875	86875	24625	9250	2500	1500
<i>Planktothrix spp</i>	40	60	60	100	0	0
<i>Pseudoanabaena spp</i>	120	0	0	0	0	80
<i>Raphidiopsis spp</i>	0	560	1320	940	1140	0
Densidade Total	35885	89535	30465	17850	18520	1500

Tabela 85. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em abril de 2003.

Espécies de cianobactérias	Abril / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena spp</i>	440	890	960	0	0	0
<i>Cylindrospermopsis sp</i>	540	0	0	4180	7380	0
<i>Microcystis spp</i>	13850	55000	69665	15625	5375	49125
<i>Planktothrix spp</i>	20	0	0	60	100	0
<i>Pseudoanabaena spp</i>	4500	6000	7000	0	0	2600
<i>Raphidiopsis spp</i>	180	0	10	440	1260	0
Densidade Total	19530	61000	77635	20305	14115	51752

Tabela 86. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em junho de 2003.

Espécies de cianobactérias	Junho / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena spp</i>	1050	860	1506	460	0	0
<i>Cylindrospermopsis sp</i>	0	0	0	2700	2160	1500
<i>Microcystis spp</i>	15500	54000	51800	7330	8915	41000
<i>Planktothrix spp</i>	20		20	0	10	0
<i>Pseudoanabaena spp</i>	2500	112	7165	2100	0	66
<i>Raphidiopsis spp</i>	0	0	350	1260	1360	0
Densidade Total	19070	54972	60491	11790	12445	41066

Tabela 87. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em agosto de 2003.

Espécies de cianobactérias	Agosto / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena spp</i>	740	1140	1780	1180	0	0
<i>Cylindrospermopsis sp</i>	0	0	0	25000	45500	360
<i>Microcystis spp</i>	72165	28250	32250	21330	12165	2830
<i>Planktothrix spp</i>	0	30	30	19	0	0
<i>Pseudoanabaena spp</i>	1165	2750	3500	1330	20	220
<i>Raphidiopsis spp</i>	6500	0	0	9000	13500	180
Densidade Total	74110	32170	37560	57859	71425	3390

Tabela 88. Valores de densidade das espécies de cianobactérias (células/mL) encontradas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê em outubro de 2003.

Espécies de cianobactérias	Outubro / 2003					
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
<i>Anabaena spp</i>	976	2710	1170	10	0	0
<i>Cylindrospermopsis sp</i>	0	0	0	4760	16000	2600
<i>Microcystis spp</i>	35080	89080	28750	2830	2000	46
<i>Planktothrix spp</i>	0	0	20	0	20	100
<i>Pseudoanabaena spp</i>	8330	17165	9915	0	0	0
<i>Raphidiopsis spp</i>	0	0	0	600	1020	4500
Densidade Total	44386	108955	39855	8200	19040	7246

Tabela 89. Concentrações de microcistinas totais ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Microcistinas					
	Nov / 02	Fev / 03	Ab /03	Jun / 03	Ago / 03	Out/ 03
Barra Bonita	15,55	7	21	45,9	19,8	41,05
Bariri	12,65	150	27	18,4	38,3	54
Ibitinga	13,25	125	28	10,5	42,9	23,5
Promissão	6,075	29,35	9	2,73	19,92	22,05
Nova Avanhandava	5,8	2,17	7,7	8,22	14,24	13,44
Três Irmãos	ND	ND	5,5	6,78	8,61	9,17

Tabela 90. Concentrações das toxinas paralisantes ($\mu\text{g eq SXT/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo

Reservatórios	Toxinas paralisantes					
	Nov / 02	Fev / 03	Ab /03	Jun / 03	Ago / 03	Out/ 03
Barra Bonita	0,203	0	0,086	0,134	0,625	1,082
Bariri	1,612	0,186	0,34	0,027	0,074	1,242
Ibitinga	0,85	0,088	0,626	3,022	1,925	2,227
Promissão	1,305	3,123	0,665	0	2,498	0,439
Nova Avanhandava	0,805	3,019	1,478	0,602	4,533	1,106
Três Irmãos	ND	ND	0	0	0	6,934

Tabela 91. Concentrações de saxitoxinas ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Saxitoxinas					
	Nov / 02	Fev / 03	Ab /03	Jun / 03	Ago / 03	Out/ 03
Barra Bonita	0	0	0	0	0	0
Bariri	0,587	0	0	0	0	0
Ibitinga	0,556	0	0	0	0,12	0
Promissão	0,0465	0,486	0	0	0,364	0,041
Nova Avanhandava	0,32775	0,7623	0,316	0,206	0,8	0,5478
Três Irmãos	ND	ND	0	0	0	0,7284

Tabela 92. Concentrações de neosaxitoxinas ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo

Reservatórios	Neosaxitoxinas					
	Nov / 02	Fev / 03	Ab /03	Jun / 03	Ago / 03	Out/ 03
Barra Bonita	0	0	0	0	0,644	0,5825
Bariri	0	0	0	0,03	0,081	0
Ibitinga	0	0,096	0	0	1,406	1,5485
Promissão	0,06375	0,487	0,424	0	2,168	0,4316
Nova Avanhandava	0,44	2,33065	1,064	0,292	3,816	0,3833
Três Irmãos	ND	ND	0	0	0	2,9589

Tabela 93. Concentrações de goniatoxinas GTX - 1 ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo

Reservatórios	Goniatoxinas – tipo 1					
	Nov / 02	Fev / 03	Ab /03	Jun / 03	Ago / 03	Out/ 03
Barra Bonita	0	0	0	0,135	0	0,5475
Bariri	0,0685	0	0	0	0	12,928
Ibitinga	0,2305	0	0	0	0,509	0,7915
Promissão	1,18875	0	0	0	0	0
Nova Avanhandava	0,07125	0	0,032	0,018	0	0,0438
Três Irmãos	ND	ND	0	0	0	3,2494

Tabela 94. Concentrações de goniatoxinas GTX - 2 ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo

Reservatórios	Goniatoxinas – tipo 2					
	Nov / 02	Fev / 03	Ab /03	Jun / 03	Ago / 03	Out/ 03
Barra Bonita	0,2305	0	0	0	0,086	0
Bariri	2,6655	0	0,177	0	0	0
Ibitinga	0,1815	0	0,108	0,152	0	0,027
Promissão	0,05275	0,1635	0	0	0,164	0
Nova Avanhandava	0	0,13125	0,195	0,129	0,248	0,2734
Três Irmãos	ND	ND	0	0	0	0,4284

Tabela 95. Concentrações de goniatoxinas GTX - 3 ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo

Reservatórios	Goniatoxinas – tipo 3					
	Nov / 02	Fev / 03	Ab /03	Jun / 03	Ago / 03	Out/ 03
Barra Bonita	0	0	0	0	0	0
Bariri	0	0	0	0	0	0
Ibitinga	0	0	0	0	0	0
Promissão	0	0,144	0	0	0,112	0
Nova Avanhandava	0	0,08715	0,12	0,051	0,184	0,0987
Três Irmãos	ND	ND	0	0	0	0,1369

Tabela 96. Concentrações de goniatoxinas GTX - 4 ($\mu\text{g/L}$) detectadas na água dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o período de estudo

Reservatórios	Goniatoxinas – tipo 4					
	Nov / 02	Fev / 03	Ab /03	Jun / 03	Ago / 03	Out/ 03
Barra Bonita	0,166		0,119	0	0	0
Bariri	0	0,257	0,382	0	0	0
Ibitinga	0		0,81	4,088	0	0
Promissão	0	2,805	0,377	0	0	0
Nova Avanhandava	0	0	0	0,041	0	0
Três Irmãos	ND	ND	0	0	0	0

Tabela 97. Análise de correlação (Pearson, $p < 0,05$) entre as cianotoxinas (Microcistinas e PSTs) detectadas e a densidade dos gêneros de cianobactérias (*Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*) produtoras dessas toxinas durante o período de estudo.

Tipo de cianotoxina	Coeficiente Pearson ($p < 0,05$)	Período de coleta					
		Nov/02	Fev/03	Abr/03	Jun/03	Ago/03	Out/03
Microcistinas	r	0,78	0,77	0,57	-0,64	0,3	0,92
	p	0,062	0,071	0,232	0,903	0,553	0,007 *
Toxinas paralisantes	r	0,62	0,86	0,9	0,076	0,92	0,86
	p	0,186	0,026 *	0,012 *	0,885	0,008 *	0,028 *

* Valores significantes ($p < 0.05$)

Tabela 98. Valores das doses letais (DL₅₀ – 24 h) em *Swiss albino* com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Reservatório	<i>Swiss albino</i> (DL 50 - 24h mg/kg)					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	285 (267 - 390) ^H	752 ^H	299 (250 - 436) ^N	115 (79 - 169) ^N	203 (139 - 296) ^N	112 (46 - 163) ^N
Bariri	727 (681 - 727) ^H	< 59 ^N	216 (148 - 316) ^N	415 (284 - 605) ^N	256 (148 - 441) ^N	48 (34 - 69) ^N
Ibitinga	840 (550 - 1285) ^H	< 74 ^N	165 ^N	568 (389 - 829) ^N	168 ^N	423 (358 - 444) ^H
Promissão	249 (170 - 362) ^N	514 (353 - 750) ^N	NT	NT	ND	206 (144 - 307) ^N
N. Avanhandava	111 (76 - 163) ^N	234 (160 - 341) ^N	497 (341 - 726) ^N	159 (71 - 355) ^N	ND	< 904 ^N
Três Irmãos	ND	ND	102 (69 - 147) ^H	< 119 ^H	ND	106 (69 - 155) ^N

NT = Não tóxico; ND = Não determinado

H = Efeito Hepatotóxico

N = Efeito Neurotóxico

Tabela 99. Valores das concentrações letais (CL₅₀ – 48 h) e desvio padrão em *Daphnia similis* com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Reservatório	<i>Daphnia similis</i> (CE 50 - 48h mg/mL)					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	0,34 (0,30 - 0,33)	0,39 (0,33 - 0,46)	0,4 (0,34 - 0,46)	0,27 (0,21 - 0,34)	0,78 (0,66 - 0,93)	0,6 (0,50 - 0,72)
Bariri	0,47 (0,39 - 0,57)	0,19 (0,15 - 0,25)	0,52 (0,46 - 0,60)	0,27 (0,22 - 0,33)	0,82 (0,71 - 0,96)	0,33 (0,27 - 0,41)
Ibitinga	0,57 (0,45 - 0,71)	0,21 (0,18 - 0,26)	0,56 (0,50 - 0,63)	0,22 (0,19 - 0,26)	0,82 (0,69 - 0,97)	0,2 (0,17 - 0,23)
Promissão	0,39 (0,32 - 0,48)	0,23 (0,18 - 0,28)	0,47 (0,40 - 0,56)	0,46 (0,38 - 0,55)	ND	0,91 (0,76 - 1,09)
N. Avanhandava	0,1 (0,08 - 0,12)	0,2 (0,16 - 0,25)	1,32 (1,13 - 1,53)	0,33 (0,28 - 0,40)	ND	0,24 (0,19 - 0,29)
Três Irmãos	ND	ND	1,32 (1,23 - 1,43)	ND	ND	0,19 (0,14 - 0,25)

ND = Não determinado

Tabela 100. Carta controle de sensibilidade para *Daphnia similis* utilizada nos testes ecotoxicológicos, segundo intervalo de confiança de 95%, com $K_2Cr_2O_7$ (mg/L) como substância de referência.

Reservatório	<i>Daphnia similis</i> (CE 50 - 48h mg/mL)					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	0,04 (0,03 – 0,05)	0,04 (0,03 – 0,05)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,06 (0,04 – 0,05)	0,04 (0,04 – 0,05)
Bariri	0,04 (0,03 – 0,05)	0,04 (0,03 – 0,05)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,04 (0,04 – 0,05)
Ibitinga	0,04 (0,03 – 0,05)	0,04 (0,03 – 0,05)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,04 (0,04 – 0,05)	0,04 (0,04 – 0,05)
Promissão	0,04 (0,03 – 0,05)	0,04 (0,03 – 0,05)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,05 (0,04 – 0,07)	ND	0,04 (0,04 – 0,05)
N. Avanhadava	0,04 (0,03 – 0,05)	0,04 (0,03 – 0,05)	0,05 (0,04 – 0,07)	0,05 (0,04 – 0,07)	ND	0,04 (0,04 – 0,05)
Três Irmãos	ND	ND	0,05 (0,04 – 0,07)	ND	ND	0,04 (0,04 – 0,05)

ND = Não determinado

Tabela 101. Valores das concentrações letais (CL_{50} – 48 h) e desvio padrão em *Ceriodaphnia silvestrii* com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Reservatório	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (CE 50 - 48h mg/mL)					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	0,09 (0,07 - 0,11)	0,47 (0,40 -0,56)	0,36 (0,30 - 0,43)	0,51 (0,41 -0,63)	1,07 (0,73 - 1,57)	0,6 (0,50 - 0,72)
Bariri	0,47 (0,38 - 0,59)	0,3 (0,25 -0,36)	0,51 (0,41 - 0,62)	0,51 (0,42 - 0,60)	0,97 (0,77 - 1,22)	0,82 (0,69 - 0,98)
Ibitinga	0,82 (0,69 - 0,98)	0,26 (0,22 - 0,30)	0,6 (0,51 - 0,71)	0,49 (0,40 - 0,59)	0,58 (0,36 - 0,92)	0,62 (0,57 - 0,68)
Promissão	0,49 (0,40 - 0,61)	1,08 (0,39 - 1,32)	0,43 (0,36 - 0,50)	0,79 (0,67 - 0,94)	ND	1,20 (1,12 - 1,29)
N. Avanhadava	0,36 (0,26 - 0,48)	0,18 (0,13 - 0,26)	1,13 (0,77 - 1,67)	0,83 (0,70 - 0,99)	ND	0,51 (0,39 - 0,66)
Três Irmãos	ND	ND	1,08 (0,96 - 1,23)	ND	ND	1,01 (0,88 - 1,17)

ND = Não determinado

Tabela 102. Carta controle de sensibilidade para *Ceriodaphnia silvestrii* utilizada nos testes ecotoxicológicos, segundo intervalo de confiança de 95%, com NaCl (mg/L) como substância de referência.

Reservatório	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (CE 50 - 48h mg/mL)					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	1,89 (1,78 – 2,02)	1,64 (1,52 – 1,82)	1,03 (0,86 – 1,22)	1,03 (0,86 – 1,22)	1,23 (1,14 – 1,30)	1,20 (0,12 – 1,29)
Bariri	1,89 (1,78 – 2,02)	1,64 (1,52 – 1,82)	1,03 (0,86 – 1,22)	1,03 (0,86 – 1,22)	1,20 (1,12 – 1,29)	1,20 (0,12 – 1,29)
Ibitinga	1,89 (1,78 – 2,02)	1,64 (1,52 – 1,82)	1,03 (0,86 – 1,22)	1,03 (0,86 – 1,22)	1,20 (1,12 – 1,29)	1,20 (0,12 – 1,29)
Promissão	1,89 (1,78 – 2,02)	1,64 (1,52 – 1,82)	1,03 (0,86 – 1,22)	1,03 (0,86 – 1,22)	ND	1,20 (0,12 – 1,29)
N. Avandava	1,89 (1,78 – 2,02)	1,64 (1,52 – 1,82)	1,20 (1,12 – 1,29)	1,03 (0,86 – 1,22)	ND	1,20 (0,12 – 1,29)
Três Irmãos	ND	ND	1,03 (0,86 – 1,22)	ND	ND	1,20 (0,12 – 1,29)

ND = Não determinado

Tabela 103. Valores das concentrações letais (CL₅₀ – 48 h) e desvio padrão em *Ceriodaphnia dubia* com os extratos liofilizados de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Reservatório	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (CE 50 - 48h mg/mL)					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	0,29 (0,24 - 0,37)	0,54 (0,47 - 0,63)	0,47 (0,40 - 0,56)	1,2 (1,05 - 1,45)	1,12 (0,96 - 1,31)	0,41 (0,35 - 0,49)
Bariri	0,37 (0,32 - 0,44)	0,2 (0,16 - 0,25)	0,82 (0,71 - 0,96)	0,64 (0,55 - 0,76)	1,33 (1,20 - 1,48)	0,8 (0,64 - 1,01)
Ibitinga	0,75 (0,64 - 0,88)	0,27 (0,23 - 0,31)	0,51 (0,42 - 0,61)	0,67 (0,61 - 0,73)	0,74 (0,62 - 0,88)	0,71 (0,62 - 0,83)
Promissão	0,45 (0,36 - 0,56)	0,52 (0,34 - 0,58)	0,67 (0,61 - 0,73)	1,12 (1,00 - 1,25)	ND	1,70 (1,65 - 1,80)
N. Avandava	0,2 (0,13 - 0,31)	0,2 (0,16 - 0,26)	0,77 (0,65 - 0,90)	0,64 (0,57 - 0,72)	ND	1,12 (1,00 - 1,25)
Três Irmãos	ND	ND	0,47 (0,38 - 0,72)	ND	ND	0,41 (0,35 - 0,48)

ND = Não determinado

Tabela 104. Carta controle de sensibilidade para *Ceriodaphnia dubia* utilizada nos testes ecotoxicológicos, segundo intervalo de confiança de 95%, com NaCl (mg/L) como substância de referência.

Reservatório	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (CE 50 - 48h mg/mL)					
	Novembro / 02	Fevereiro / 03	Abril / 03	Junho / 03	Agosto / 03	Outubro / 03
Barra Bonita	1,66 (1,52 – 1,82)	1,67 (1,53 – 1,81)	1,05 (0,84 – 1,20)	1,02 (0,84 – 1,20)	1,19 (1,11 – 1,27)	1,18 (1,10 – 1,25)
Bariri	1,66 (1,52 – 1,82)	1,67 (1,53 – 1,81)	1,05 (0,84 – 1,20)	1,02 (0,84 – 1,20)	1,19 (1,11 – 1,27)	1,18 (1,10 – 1,25)
Ibitinga	1,66 (1,52 – 1,82)	1,67 (1,53 – 1,81)	1,05 (0,84 – 1,20)	1,02 (0,84 – 1,20)	1,18 (1,10 – 1,25)	1,18 (1,10 – 1,25)
Promissão	1,66 (1,52 – 1,82)	1,67 (1,53 – 1,81)	1,02 (0,84 – 1,20)	1,02 (0,84 – 1,20)	ND	1,18 (1,10 – 1,25)
N. Avandava	1,66 (1,52 – 1,82)	1,67 (1,53 – 1,81)	1,20 (1,20 – 1,29)	1,02 (0,84 – 1,20)	ND	1,18 (1,10 – 1,25)
Três Irmãos	ND	ND		ND	ND	1,18 (1,10 – 1,25)

ND = Não determinado

APÊNDICES

Apêndice 1. Listagem e enquadramento dos táxons encontrados na análise qualitativa nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o estudo.

Classe Cyanophyceae

Ordem Chroococcales

Família *Chroococcaceae*

- Aphanocapsa* sp Lemm.
- Choricystis* sp Lemm.
- Chroococcus minutus* (Kütz.) Näg.
- Chroococcus* sp (Kütz.) Näg.
- Coelosphaerium* sp Näg.
- Merismopedia* sp Lemm.
- Microcystis aeruginosa* Kütz.
- Microcystis* spp Kütz.
- Synechococcus* sp Kütz.
- Synechocystis* sp Sauvag.

Ordem Nostocales

Família *Nostocaceae*

- Anabaena circinalis* Raben.
- Anabaena solitaria* Lemm.
- Anabaena* sp Bory
- Anabaena spiroides* Lemm.
- Cylindrospermopsis raciborskii* (Wol) Seen. Subba Raju.
- Raphidiopsis* sp Skuja.

Família *Oscillatoriaceae*

- Lyngbya* sp Lemm
- Oscillatoria* sp Kütz.
- Planktothrix agardhii* Gom.
- Planktothrix* sp Gom.
- Pseudoanabaena catenata* Lauterb
- Pseudoanabaena galeata* Böch.
- Pseudoanabaena mulcicola* (Hub. Pest) Bourr.
- Pseudoanabaena* sp Böch.

Classe Chlorophyceae

Ordem Volvocales

Família Chlamydomonadaceae
Chlamydomas sp Ehrenb.

Ordem Chlorococcales

Família Botryococcaceae

Botryococcus braunii Kütz
Botryococcus protuberans W. West
Botryococcus sp Kütz.

Família Chlorellaceae

Ankistrodesmus bibraianus (Rein.) Kors
Ankistrodesmus fusiformis (Corda) Ralfs.
Ankistrodesmus gracilis (Rein.) Kors.
Ankistrodesmus sp (Rein.) Kors.
Asterococcus sp Smith
Chlorella sp Skuja.
Chlorolobion sp (Näg.) Kom.
Keratococcus sp Hind.
Monoraphidium contortum (Thur.) Kom. – Legn.
Monoraphidium komarkovae Nyg.
Monoraphidium longiusculum Hind.
Monoraphidium minutum Næg
Monoraphidium sp Hind.

Família Chlorococcaceae

Chlorococcum sp (Schrank) Meneg.
Schroederia sp Lemm.

Família Coelastraceae

Actinastrum aciculare Playf.
Actinastrum gracillimum Smith
Actinastrum sp Playf.

Família Coelastraceae

Coelastrum cambricum Archer.

Família Coelastraceae

Coelastrum cubicum (Dang.) Senn.

Coelastrum microporum Näg.

Coelastrum reticulatum (Dang.) Senn.

Coelastrum sp Näg.

Coelastrum sphaericum Näg.

Família Coccomyxaceae

Elakatothrix sp Wille

Família Crucigenoideae

Crucigenia sp Morren

Tetrastrum sp (Nordst.) R. Chod.

Família Dictyophaeriaceae

Dictyosphaerium pulchellum Wood.

Dictyosphaerium sp Näg.

Westella botryoides (W. & West) De Wilden.

Família Golenkiniaceae

Golenkinia radiata Chodat.

Golenkinia sp W. & West.

Gloecystis sp Chodat.

Lagerheimia sp Roll

Família Hidrodictyaceae

Pedistrum sp Meyen

Família Micractiaceae

Micractinium sp (Conrad) Kors.

Golenkiniopsis sp W. & West

Golenkiniopsis solitária W. & West

Família Oocystaceae

Oocystis lacustris Chodat

Oocystis sp Snow

Família Palmelaceae

Sphaerocystis schroeteri Chodat*Sphaerocystis sp* Chodat

Família Radiococcaceae

Coenocloris sp Kom.*Eutetramorus sp* (Kors) Bourr.

Família Scenedesmaceae

Scenedesmus acuminatus G.M. Smith.*Scenedesmus arcuatus* Lemm.*Scenedesmus denticulatos* Lagerh.*Scenedesmus ellipticus* Chodat.*Scenedesmus longispina* Lagerh.*Scenedesmus quadricauda* R. Chod.*Scenedesmus sp* Lagerh.

Classe Zygnemaphyceae

Ordem Zygnematales

Família Desmidiaceae

Closterium sp Nitzsch*Cosmarium bioculatum* Ralfs.*Cosmarium sp* Kirch.*Euastrum sp* Krieg.*Staurastrum inverseni* Sott & Grönblad.*Staurastrum sp* W. & West*Staurastrum volans* W. & West*Stauroidesmus mamillatus* Meyen

Classe Euglenophyceae

Ordem Euglenales

Família Euglenaceae

Trachelomonas sp Stokes

Classe Chrysophyceae

Ordem Ochromonadales

Família Synuraceae

Mallomonas sp Perty.

Classe Bacillariophyceae

Ordem Centrales

Família Rhizosolenaceae

Rhizosolenia longiseta Zachar.

Rhizosolenia sp Smith

Família Thalassiosiraceae

Aulacoseira distans (Ehrenb.) Simon.

Aulacoseira granulata (Ehrenb.) Simon.

Aulacoseira sp (Ehrenb.) Simon,.

Coscinodiscus sp kütz.

Cyclotella meneghiniana kütz.

Cyclotella sp kütz.

Cyclotella stelligera Cleve & Grunow

Orden Pennales

Família Fragilariaceae

Synedra acus kütz.

Synedra sp kütz.

Família Naviculaceae

Pinnularia sp Ehernb.

Classe Xanthophyceae

Ordem Mischococcales

Família Mishococeae

Pseudostaurastrum sp Lemm.

Família Pleurochloridaceae

Tetraplektron sp Bourr.

Família Sciadiaceae

Centrtractus sp Lemm.

Apêndice 2. Resultados dos bioensaios com camundongos *Swiss albino* com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de novembro de 2002.

Amostra: Barra Bonita		Novembro - 2002			Duração: 24 hs		Observação
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte		
20,3	20	1	985	09:57	13:30	Hepatotxico	
20	20	1	1000	10:02	13:30	Hepatotxico	
19,5	20	1	10225	10:03	13:30	Hepatotxico	
20,4	10	1	490	10:10	13:30	Hepatotxico	
20,5	10	1	487	10:11	13:30	Hepatotxico	
23,7	10	1	421	10:17	15:00	Hepatotxico	
23	7,5	1	326	10:20	14:00	Hepatotxico	
22,9	7,5	1	327	10:21	14:00	Hepatotxico	
23,3	7,5	1	321	10:24	-		
20,9	5	1	239	10:28	-		
20,8	5	1	240	10:29	-		
23,8	5	1	210	10:30	-		
20,6	0	1	0	10:40	-		
20,4	0	1	0	10:41	-		
21,5	0	1	0	10:43	-		

DL 50% = 285
IC 95% = 267 - 390

Amostra: Bariri		Novembro - 2002			Duração: 24 hs		Observação
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte		
22	22	1	1000	10:20	13:30	Hepatotxico	
21,9	22	1	1004	10:22	13:30	Hepatotxico	
22	22	1	1000	10:23	13:30	Hepatotxico	
21,8	12	1	550	10:37	-		
21,2	12	1	566	10:38	-		
21,4	12	1	560	10:38	-		
20	6	1	300	10:40	-		
20	6	1	300	10:41	-		
21	6	1	285	10:41	-		
20	0	1	0	10:45	-		
21	0	1	0	10:46	-		
20	0	1	0	10:47	-		

DL 50% = 727
IC 95% = 681- 727

Amostra: Ibitinga		Novembro - 2002			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
25	27	1	1080	15:55	08:00	Hepatotóxico	
25,8	27	1	1046	16:00	09:30	Hepatotóxico	
25,6	27	1	1054	16:01	-		
29,1	13,5	1	463	16:06	-		
30,8	13,5	1	438	16:10	-		
30,3	13,5	1	445	16:14	-		
26,6	6,75	1	253	16:18	-		
25,5	6,75	1	264	16:21	-		
29,1	6,75	1	231	16:24	-		
26,5	0	1	0	16:28	-		
27,3	0	1	0	16:29	-		
26	0	1	0	16:30	-		
DL 50% =		840					
IC 95% =		550 - 1285					

Amostra: Promissão		Novembro - 2002			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
22,5	22	1	977	10:42	10:46	Neurotóxico	
22,4	22	1	982	10:18	10:19	Neurotóxico	
22	22	1	1000	10:20	10:21	Neurotóxico	
18,9	12	1	634	10:39	10:55	Neurotóxico	
21,2	12	1	566	10:40	10:11	Neurotóxico	
20,7	12	1	579	10:41	10:59	Neurotóxico	
22	6	1	272	10:44	11:00	Neurotóxico	
22,2	6	1	270	10:48	11:00	Neurotóxico	
21,1	6	1	284	10:50	-		
23,02	3	1	130	10:52	-		
21,3	3	1	140	10:53	-		
21	3	1	142	10:54	-		
20,82	1,5	1	67	11:00	-		
22,14	1,5	1	67	11:02	-		
21,1	1,5	1	71	11:03	-		
14,5	0	1	0	11:28	-		
23,2	0	1	0	11:30	-		
20	0	1	0	11:32	-		
DL 50% =		249					
IC 95% =		170 - 362					

Amostra: Nova Avanhandava		Novembro - 2002			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
28,9	27	1	934,25	15:22	15:30	Neurotóxico	
28,2	27	1	957,44	15:26	15:28	Neurotóxico	
28,7	27	1	940,76	15:27	15:30	Neurotóxico	
27	13,5	1	500	15:36	15:48	Neurotóxico	
27,2	13,5	1	496	15:38	15:41	Neurotóxico	
27,4	13,5	1	462	15:40	16:00	Neurotóxico	
27,7	6,75	1	243	15:47	16:11	Neurotóxico	
28	6,75	1	241	15:50	16:12	Neurotóxico	
26,8	6,75	1	251	15:51	16:23	Neurotóxico	
27	3,37	1	124	15:53	16:48	Neurotóxico	
25	3,37	1	134	15:55	16:51	Neurotóxico	
26	3,37	1	129	15:57	-		
25,3	1,68	1	66	16:00	-		
24,8	1,68	1	67	16:02	-		
24,6	1,68	1	68	16:04	-		
20,6	0	1	0	16:28	-		
20,4	0	1	0	16:29	-		
21,5	0	1	0	16:30	-		
DL 50% =		111					
IC 95% =		76 - 163					

Apêndice 3. Resultados dos bioensaios com camundongos *Swiss albino* com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de fevereiro de 2002.

Amostra: Barra Bonita		Fevereiro - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
18,5	20	1	1081	10:28	08:00	Hepatotóxico	
20,2	20	1	990	10:29	08:00	Hepatotóxico	
20,4	20	1	980	10:30	08:00	Hepatotóxico	
18,4	10	1	543	11:28	-		
18	10	1	555	11:29	-		
17,2	10	1	581	11:30	-		
17	0	1	-	11:31	-		
17	0	1	-	11:32	-		
17,4	0	1	-	11:33	-		
DL 50% =		752					
IC 95% =							

Amostra: Bariri		Fevereiro - 2003		Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação
21,6	20	1	879	14:58	15:37	Neurotóxico
23,1	20	1	822	14:56	15:38	Neurotóxico
22,8	20	1	833	14:57	15:36	Neurotóxico
21,2	10	1	448	15:02	15:40	Neurotóxico
21,5	10	1	441	15:01	15:37	Neurotóxico
21,5	10	1	441	15:03	15:40	Neurotóxico
19,1	5	1	248	15:04	15:59	Neurotóxico
20,3	5	1	233	15:05	15:49	Neurotóxico
20,9	5	1	227	15:05	15:48	Neurotóxico
18	2,5	1	131	15:10	15:59	Neurotóxico
18,6	2,5	1	127	15:11	16:00	Neurotóxico
19,2	2,5	1	123	15:11	16:00	Neurotóxico
19,3	1,25	1	58	15:12	16:08	Neurotóxico
19	1,25	1	59	15:13	16:12	Neurotóxico
18,7	1,25	1	60	15:14	16:20	Neurotóxico
24,2	0	1	0	15:12	-	
23,7	0	1	0	15:13	-	
23,8	0	1	0	15:14	-	
DL 50% =		< 59				
IC 95% =						

Amostra: Ibitinga		Fevereiro - 2003		Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação
21,5	25	1	1163	10:24	10:59	Neurotóxico
22,3	25	1	1121	10:26	11:04	Neurotóxico
22,1	25	1	1131	10:27	10:54	Neurotóxico
25,34	12,5	1	493	10:28	11:01	Neurotóxico
25,08	12,5	1	498	10:29	11:09	Neurotóxico
25	12,5	1	500	10:37	10:59	Neurotóxico
23,73	6,25	1	263	10:38	11:15	Neurotóxico
22,21	6,25	1	281	10:40	11:24	Neurotóxico
23	6,25	1	272	10:42	11:30	Neurotóxico
22,58	3,125	1	138	10:45	14:29	Neurotóxico
21	3,125	1	149	10:49	14:45	Neurotóxico
22	3,125	1	142	10:55	15:55	Neurotóxico
19,81	1,562	1	79	10:57	16:00	Neurotóxico
21,2	1,562	1	74	11:00	16:09	Neurotóxico
20	1,562	1	78	11:08	16:35	Neurotóxico
23,1	0	1	-	10:32	-	
25,1	0	1	-	10:33	-	
24	0	1	-	10:34	-	
DL 50% =		< 74				
IC 95% =						

Amostra: Promissão		Fevereiro - 2003		Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação
22,5	25	1	1111	10:21	10:23	Neurotóxico
22,4	25	1	1116	10:23	10:25	Neurotóxico
22,3	25	1	1121	10:24	10:26	Neurotóxico
22,97	12,5	1	544	11:10	11:00	Neurotóxico
20,45	12,5	1	611	11:13	11:55	Neurotóxico
22	12,5	1	568	11:14	-	
20,24	6,25	1	309	11:16	-	
20,93	6,25	1	299	11:20	-	
20	6,25	1	313	11:22	-	
19,4	3,125	1	161	11:25	-	
19,63	3,125	1	159	11:26	-	
19,58	3,125	1	160	11:30	-	
23,1	0	1	-	10:32	-	
25,1	0	1	-	10:33	-	
24	0	1	-	10:34	-	
DL 50% = 514						
IC 95% = 353 - 750						

Amostra: Nova Avanhandava		Fevereiro - 2003		Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação
24,8	25	1	1008	10:18	10:19	Neurotóxico
24,5	25	1	1020	10:46	10:47	Neurotóxico
25	25	1	1000	10:48	10:49	Neurotóxico
25,8	12,5	1	484	10:50	11:00	Neurotóxico
25,1	12,5	1	498	10:51	11:00	Neurotóxico
24,5	12,5	1	510	10:55	11:01	Neurotóxico
24,64	6,25	1	254	10:58	12:00	Neurotóxico
25,1	6,25	1	249	11:00	14:30	Neurotóxico
24	6,25	1	260	11:22	-	
23,21	3,125	1	135	11:23	-	
24,2	3,125	1	129	11:25	-	
23	3,125	1	136	11:29	-	
20,6	0	1	0	10:40	-	
20,4	0	1	0	10:41	-	
21,5	0	1	0	10:43	-	
DL 50% = 234						
IC 95% = 160 - 341						

Apêndice 4. Resultados dos bioensaios com camundongos *Swiss albino* com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de abril de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Abril - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
26	25	1	962	10:14	11:02	Neurotóxico	
24,7	25	1	1012	10:15	10:56	Neurotóxico	
25	25	1	1000	10:18	11:15	Neurotóxico	
26,7	12,5	1	468	10:20	11:20	Neurotóxico	
21,52	12,5	1	581	10:22	11:25	Neurotóxico	
24	12,5	1	521	10:24	11:30	Neurotóxico	
24,97	6,25	1	250	10:26	12:00	Neurotóxico	
20,44	6,25	1	306	10:28	-		
23,4	6,25	1	267	10:29	-		
22,4	3,125	1	140	10:37	-		
24	3,125	1	130	10:38	-		
20	3,125	1	156	10:40	-		
22,42	1,562	1	70	10:42	-		
22,15	1,562	1	71	10:45	-		
24	1,562	1	65	10:49	-		
24,4	0	1	0	10:30	-		
22,2	0	1	0	10:31	-		
22,3	0	1	0	10:33	-		
DL 50% =		299					
IC 95% =		250 - 436					

Amostra: Bariri		Abril - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
20,5	20	1	976	11:20	10:58	Neurotóxico	
20,2	20	1	990	11:22	11:20	Neurotóxico	
20,4	20	1	980	11:23	11:12	Neurotóxico	
22	10	1	455	11:25	11:55	Neurotóxico	
21	10	1	476	11:28	11:54	Neurotóxico	
20,5	10	1	488	11:30	11:59	Neurotóxico	
20,98	5	1	238	11:32	12:09	Neurotóxico	
19	5	1	263	11:34	12:15	Neurotóxico	
21	5	1	238	11:35	12:19	Neurotóxico	
20,32	2,5	1	123	11:40	12:55	Neurotóxico	
19,48	2,5	1	128	11:42	13:30	Neurotóxico	
21	2,5	1	119	11:46	-		
24,4	0	1	0	10:30	-		
22,2	0	1	0	10:31	-		
22,3	0	1	0	10:33	-		
DL 50% =		216					
IC 95% =		148 - 316					

Amostra: Ibitinga		Abril - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
21,9	20	1	913	13:02	13:30	Neurotóxico	
20,8	20	1	962	13:05	13:25	Neurotóxico	
20,5	20	1	976	13:09	13:24	Neurotóxico	
24,4	10	1	410	13:15	13:50	Neurotóxico	
22,2	10	1	450	13:16	14:55	Neurotóxico	
22,3	10	1	448	13:17	14:58	Neurotóxico	
21	5	1	238	13:19	15:30	Neurotóxico	
22	5	1	227	13:22	15:59	Neurotóxico	
19,02	5	1	263	13:23	14:05	Neurotóxico	
20,92	2,5	1	120	13:30	-		
20	2,5	1	125	13:33	-		
22	2,5	1	114	13:35	-		
23	0	1	0	14:00	-		
22	0	1	0	14:02	-		
20	0	1	0	14:04	-		
DL 50% =		165					
IC 95% =							

Amostra: Promissão		Abril - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
23,7	20	1	844	11:20	-		
19,8	20	1	1010	11:24	-		
20,04	20	1	998	11:25	-		
17	0	1	0	11:29	-		
17	0	1	0	11:30	-		
18	0	1	0	11:31	-		
DL 50% =							
IC 95% =							

Amostra: Nova Avanhandava		Abril - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
23,8	20	1	840	11:03	12:50	Neurotóxico	
25,6	20	1	781	11:03	14:43	Neurotóxico	
24,5	20	1	816	11:05	13:40	Neurotóxico	
22	10	1	455	11:08	15:20		
23	10	1	435	11:09	-		
24	10	1	417	11:15	-		
18,9	5	1	265	11:18	-		
21	5	1	238	11:20	-		
20,09	5	1	249	11:23	-		
17	0	1	0	11:29	-		
17	0	1	0	11:30	-		
18	0	1	0	11:31	-		
DL 50% =		497					
IC 95% =		341 - 726					

Amostra: Três Irmãos		Abril - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
23	20	1	870	10:12	08:00	Hepatotóxico	
22	20	1	909	10:12	08:00	Hepatotóxico	
22	20	1	909	10:13	08:00	Hepatotóxico	
21	10	1	476	10:27	08:00	Hepatotóxico	
23	10	1	435	10:28	08:00	Hepatotóxico	
18,8	10	1	532	10:29	08:00	Hepatotóxico	
20,9	5	1	239	11:26	08:00	Hepatotóxico	
21	5	1	238	11:27	08:00	Hepatotóxico	
20,9	5	1	239	11:27	08:00	Hepatotóxico	
20	2,5	1	125	11:28	08:00	Hepatotóxico	
20	2,5	1	125	11:28	08:00	Hepatotóxico	
21	2,5	1	119	11:29	08:00	Hepatotóxico	
22	1,25	1	57	11:33	-		
20,9	1,25	1	60	11:35	-		
19,2	1,25	1	65	11:40	-		
17	0	1	0	11:29	-		
17	0	1	0	11:30	-		
18	0	1	0	11:31	-		

DL 50% = 100
IC 95% = 69 - 147

Apêndice 5 Resultados dos bioensaios com camundongos *Swiss albino* com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de junho de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Junho - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
24,4	25	1	1025	10:57	11:39	Neurotóxico	
23,9	25	1	1046	10:58	11:36	Neurotóxico	
25,3	25	1	988	10:57	11:41	Neurotóxico	
24,42	12,5	1	512	10:59	12:09	Neurotóxico	
24,71	12,5	1	506	11:02	12:18	Neurotóxico	
23,4	12,5	1	534	11:04	12:08	Neurotóxico	
22,26	6,25	1	281	11:06	12:59	Neurotóxico	
24,8	6,25	1	252	11:09	13:20		
24,32	6,25	1	257	12:01	13:35		
22,8	3,125	1	137	12:03	14:58		
24,3	3,125	1	129	12:07	-		
24	3,125	1	130	12:10	15:30		
24,3	1,562	1	64	12:11	-		
24,3	1,562	1	64	12:13	-		
23	1,562	1	68	12:15	-		
25,9	0	1	-	12:18	-		
23,1	0	1	-	12:19	-		
23,5	0	1	-	12:20	-		

DL 50% = 115
IC 95% = 79 - 169

Amostra: Bariri		Junho - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
23	20	1	870	10:53	17:40	Neurotóxico	
20,2	20	1	990	10:54	15:50	Neurotóxico	
22	20	1	909	10:56	16:10	Neurotóxico	
22	10	1	455	11:09	08:20		
21	10	1	476	11:12	09:50		
24	10	1	417	11:13	-		
21,94	5	1	228	11:15	-		
18	5	1	278	11:17	-		
21	5	1	238	11:19	-		
25,9	0	1	-	11:05	-		
23,1	0	1	-	11:06	-		
23,5	0	1	-	11:07	-		
DL 50% =		415					
IC 95% =		284 - 605					

Amostra: Ibitinga		Junho - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
23	22	1	957	10:46	13:45	Neurotóxico	
21	22	1	1048	10:47	12:00	Neurotóxico	
24	22	1	917	10:48	14:50		
24	11	1	458	10:49	17:23		
22	11	1	500	10:52	-		
20	11	1	550	10:53	-		
19	5,5	1	289	10:54	-		
23,5	5,5	1	234	10:57	-		
19	5,5	1	289	11:00	-		
25,9	0	1	-	11:05	-		
23,1	0	1	-	11:06	-		
23,5	0	1	-	11:07	-		
DL 50% =		568					
IC 95% =		389 - 829					

Amostra: Promissão		Junho - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
22,4	20	1	892	11:19	-		
22,5	20	1	888	11:20	-		
22,4	20	1	892	11:21	-		
17	0	1	0	11:29	-		
17	0	1	0	11:30	-		
18	0	1	0	11:31	-		
DL 50% =							
IC 95% =							

Amostra: Nova Avanhandava		Junho - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
22,3	20	1	897	11:07	12:20	Neurotóxico	
22,2	20	1	901	11:08	12:00	Neurotóxico	
22,2	20	1	901	11:10	11:55	Neurotóxico	
24	10	1	417	11:20	13:09		
23,3	10	1	429	11:25	13:15		
24	10	1	417	11:28	13:39		
19,3	5	1	259	12:00	16:49		
22	5	1	227	12:28	20:00		
24	5	1	208	12:40	-		
19,45	2,5	1	129	12:43	08:00		
21	2,5	1	119	12:50	-		
22	2,5	1	114	12:59	-		
17	0	1	0	11:29	-		
17	0	1	0	11:30	-		
18	0	1	0	11:31	-		
DL 50% = 159							
IC 95% = 71 - 355							

Amostra: Três Irmãos		Junho - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
19,4	20	1	1030	11:01	08:00	Hepatotóxico	
19	20	1	1052	11:02	08:00	Hepatotóxico	
20,9	20	1	956	11:03	08:00	Hepatotóxico	
20	10	1	500	11:04	08:00	Hepatotóxico	
19,4	10	1	1030	11:05	08:00	Hepatotóxico	
19	10	1	526	11:09	08:00	Hepatotóxico	
19,2	5	1	260	11:12	08:00	Hepatotóxico	
19,5	5	1	256	11:16	08:00	Hepatotóxico	
19	5	1	263	11:18	08:00	Hepatotóxico	
18,9	2,5	1	119	11:20	08:00	Hepatotóxico	
16,9	2,5	1	133	11:22	08:00	Hepatotóxico	
16,3	2,5	1	138	11:25	08:00	Hepatotóxico	
17	0	1	0	11:29	-		
17	0	1	0	11:30	-		
18	0	1	0	11:31	-		
DL 50% = < 119							
IC 95% =							

Apêndice 6 Resultados dos bioensaios com camundongos *Swiss albino* com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de agosto de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Agosto - 2003			Duração: 24 hs		Observação
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte		
18,2	18	1	989	10:49	11:27	Neurotóxico	
18	18	1	1000	10:59	11:30	Neurotóxico	
19	18	1	947	11:00	11:35	Neurotóxico	
19	9	1	474	11:19	13:20	Neurotóxico	
18,5	9	1	486	11:24	13:24	Neurotóxico	
20	9	1	450	11:29	14:00		
19,8	4,5	1	227	11:37	16:50		
20	4,5	1	225	11:40	08:00		
18,9	4,5	1	238	11:58	-		
19,5	2,25	1	115	12:09	-		
18	2,25	1	125	12:25	-		
19,7	2,25	1	114	12:30	-		
25,9	0	1	-	11:05	-		
23,1	0	1	-	11:06	-		
23,5	0	1	-	11:07	-		

DL 50% = 203
IC 95% = 139 - 296

Amostra: Bariri		Agosto - 2003			Duração: 24 hs		Observação
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte		
21	18	1	857	10:52	12:30	Neurotóxico	
18,3	18	1	984	10:54	12:05	Neurotóxico	
18,2	18	1	989	11:00	11:48	Neurotóxico	
19	9	1	474	11:20	14:40		
18,9	9	1	476	11:30	15:09		
20	9	1	450	11:35	-		
19,8	4,5	1	227	11:45	16:55		
18,4	4,5	1	245	11:49	19:50		
20	4,5	1	225	11:55	-		
19,7	2,25	1	114	12:00	-		
18,9	2,25	1	119	12:09	-		
20	2,25	1	113	12:12	-		
25,9	0	1	-	11:05	-		
23,1	0	1	-	11:06	-		
23,5	0	1	-	11:07	-		

DL 50% = 256
IC 95% = 148 - 441

Amostra: Ibitinga		Agosto - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
22	20	1	909	11:10	11:23	Neurotóxico	
21	20	1	952	11:09	11:23	Neurotóxico	
20,9	20	1	957	11:08	11:19	Neurotóxico	
20	10	1	500	11:15	11:30	Neurotóxico	
22	10	1	455	11:18	11:38	Neurotóxico	
21	10	1	476	11:20	11:35	Neurotóxico	
23	5	1	217	11:26	12:20	Neurotóxico	
20,1	5	1	249	11:29	12:09	Neurotóxico	
19,9	5	1	251	11:30	12:00	Neurotóxico	
20	2,5	1	125	11:34	12:50	Neurotóxico	
22	2,5	1	114	11:39	12:45	Neurotóxico	
21,9	2,5	1	114	11:42	13:30		
22,1	1,25	1	57	11:45	16:50		
20	1,25	1	63	11:50	17:30		
21	1,25	1	60	11:54	-		
19	0,625	1	33	11:55	-		
20,9	0,625	1	30	11:59	-		
21,4	0,625	1	29	12:00	-		
25,9	0	1	-	11:05	-		
23,1	0	1	-	11:06	-		
23,5	0	1	-	11:07	-		
DL 50% =	168						
IC 95% =							

Apêndice 7 Resultados dos bioensaios com camundongos *Swiss albino* com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de outubro de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Outubro - 2003			Duração: 24 hs		Observação
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte		
22,7	22	1	969	10:20	11:08	Neurotóxico	
22,7	22	1	969	10:31	11:23	Neurotóxico	
22,8	22	1	965	10:32	11:25	Neurotóxico	
22,39	11	1	491	10:40	12:15	Neurotóxico	
21,97	11	1	501	10:42	12:09		
23	11	1	478	10:45	12:20		
22,95	5,5	1	240	10:50	14:30		
21	5,5	1	262	10:55	14:40		
20	5,5	1	275	10:59	15:00		
22	2,75	1	125	11:10	08:00		
22,74	2,75	1	121	11:12	08:00		
22,45	2,75	1	122	11:15	-		
20	1,375	1	69	11:25	-		
21	1,375	1	65	11:30	-		
19,9	1,375	1	69	11:35	-		
25,9	0	1	-	11:05	-		
23,1	0	1	-	11:06	-		
23,5	0	1	-	11:07	-		
DL 50% =	112						
IC 95% =	46 - 163						

Amostra: Bariri		Outubro - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
22,5	22	1	978	10:28	11:16	Neurotóxico	
22,6	22	1	973	10:29	11:13	Neurotóxico	
23	22	1	957	10:30	11:17	Neurotóxico	
22,18	11	1	496	10:40	12:40	Neurotóxico	
22,5	11	1	489	10:49	12:59	Neurotóxico	
21	11	1	524	10:50	12:10	Neurotóxico	
21	5,5	1	262	10:55	14:30		
22,9	5,5	1	240	10:59	15:30		
23	5,5	1	239	11:00	15:20		
22,9	2,25	1	98	11:15	17:50		
23	2,25	1	98	11:19	18:30		
22,74	2,25	1	99	11:20	18:00		
23	1,25	1	54	11:24	-		
20	1,25	1	63	11:29	08:00		
22	1,25	1	57	11:34	-		
22,8	0,625	1	27	11:40	-		
22,9	0,625	1	27	11:42	-		
23	0,625	1	27	11:46	-		
25,9	0	1	-	11:05	-		
23,1	0	1	-	11:06	-		
23,5	0	1	-	11:07	-		
DL 50% =		48					
IC 95% =		34 - 69					

Amostra: Ibitinga		Outubro - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
22,4	22	1	982	10:32	08:00	Hepatotoxico	
21,9	22	1	1004	10:32	08:00	Hepatotoxico	
22,2	22	1	990	10:35	08:00	Hepatotoxico	
18,1	11	1	607	10:40	08:00	Hepatotoxico	
18,2	11	1	604	10:45	08:00	Hepatotoxico	
18,4	11	1	597	10:50	08:00	Hepatotoxico	
17,8	5,5	1	309	10:52	-		
17,9	5,5	1	307	10:55	-		
19,4	5,5	1	283	10:59	-		
25,9	0	1	-	11:05	-		
23,1	0	1	-	11:06	-		
23,5	0	1	-	11:07	-		
18,36							
DL 50% =		423					
IC 95% =		358 - 444					

Amostra: Promissão		Outubro - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
22	20	1	909	11:21	11:43	Neurotóxico	
21,9	20	1	913	11:22	11:41	Neurotóxico	
21,7	20	1	922	11:24	11:45	Neurotóxico	
21,9	10	1	457	11:40	12:45	Neurotóxico	
22	10	1	455	11:42	12:57	Neurotóxico	
20	10	1	500	11:46	12:30	Neurotóxico	
21	5	1	238	11:50	19:09		
21,4	5	1	234	11:56	-		
20	5	1	250	11:59	08:00		
20,9	2,5	1	120	12:00	-		
21	2,5	1	119	12:02	-		
20,1	2,5	1	124	12:05	-		
17	0	1	0	11:29	-		
17	0	1	0	11:30	-		
18	0	1	0	11:31	-		
DL 50% =		206					
IC 95% =		144 - 307					

Amostra: Nova Avanhandava		Outubro - 2003			Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação	
19,9	20	1	1005	11:14	11:16	Neurotóxico	
22	20	1	909	11:15	11:17	Neurotóxico	
22,1	20	1	904	11:17	11:20	Neurotóxico	
17	0	1	0	11:29	-		
17	0	1	0	11:30	-		
18	0	1	0	11:31	-		
DL 50% =		> 904					
IC 95% =							

Amostra: Três Irmãos		Outubro - 2003		Duração: 24 hs		
Peso do animal (g)	Concentração (mg/mL)	Volume Injetado (mL)	Dose (mg/kg)	Hora da Injeção	Hora da Morte	Observação
24	22	1	917	11:23	11:25	Neurotóxico
23,5	22	1	936	11:24	11:26	Neurotóxico
24	22	1	917	11:25	11:28	Neurotóxico
23	11	1	478	11:37	12:05	Neurotóxico
23,5	11	1	468	11:40	12:12	Neurotóxico
23	11	1	478	11:45	12:45	Neurotóxico
23,4	5,5	1	235	11:50	13:50	
23	5,5	1	239	11:56	14:20	
22,9	5,5	1	240	12:00	14:55	
23	2,75	1	120	12:12	18:50	
23	2,75	1	120	12:16	08:00	
22,7	2,75	1	121	12:22	-	
22	1,375	1	63	12:23	-	
23	1,375	1	60	12:25	-	
22,9	1,375	1	60	12:30	-	
17	0	1	0	11:29	-	
17	0	1	0	11:30	-	
18	0	1	0	11:31	-	
DL 50% =		106				
IC 95% =		69 - 155				

Apêndice 8. Resultados dos testes com microcrustáceos com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de novembro de 2002.

Amostra: Barra Bonita		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 08/04/03			Data término: 10/04/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
6/4/2003	7,55	142		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,71	170
0,11		0	0	0	0	7,6	205
0,22		3	5	5	13	7,57	208
0,44		5	5	5	15	7,34	266
0,88		5	5	5	15	7,19	377
1,76		5	5	5	15	7,34	480
CE(I)50 48h =		0,34		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04	
IC 95% =		0,30 - 0,39		IC 95%		0,03 - 0,05	

Amostra: Barra Bonita		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 08/04/03			Data término: 10/04/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
6/4/2003	7,55	142		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,53	146
0,11		2	1	3	6	7,53	201
0,22		2	2	2	6	7,56	211
0,44		5	5	5	15	7,45	256
0,88		5	5	5	15	7,21	335
1,76		5	5	5	15	7,43	488
CE(I)50 48h =		0,09		Sensibilidade (NaCl)		1,89	
IC 95% =		0,07 - 0,11		IC 95%		1,78 - 2,02	

Amostra: Barra Bonita		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 10/05/03			Data término: 12/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
8/5/2003	7,12	150,5		46			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,2	154
0,11		2	2	1	5	7,35	160
0,22		4	3	4	11	7,55	169
0,44		5	5	5	15	7,57	188
0,88		5	5	5	15	7,58	207
1,76		5	5	5	15	7,52	250
CE(I)50 48h =		0,29		Sensibilidade (NaCl)		1,66	
IC 95% =		0,24 - 0,37		IC 95%		1,52 - 1,82	

Amostra: Bariri		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 13/05/03			Data término: 15/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
11/5/2003	7,55	134		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,82	134
0,11		0	0	0	0	7,75	176
0,22		1	0	0	1	7,8	206
0,44		0	3	3	6	7,75	280
0,88		5	5	4	14	7,51	364
1,76		5	5	5	15	7,58	545
CE(I)50 48h =		0,47		Sensibilidade (NaCl)		1,89	
IC 95% =		0,38 - 0,59		IC 95%		1,78 - 2,02	

Amostra: Bariri		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 13/05/03			Data término: 15/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
11/5/2003	7,55	134		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,73	147
0,11		0	0	0	0	7,72	169
0,22		0	0	0	0	7,82	209
0,44		4	3	4	11	7,69	259
0,88		5	5	5	15	7,47	365
1,76		5	5	5	15	7,49	535
CE(I)50 48h =		0,37		Sensibilidade (NaCl)		1,66	
IC 95% =		0,32 - 0,44		IC 95%		1,52 - 1,82	

Amostra: Bariri		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 13/05/03			Data término: 15/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
11/5/2003	7,55	134		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,73	147
0,11		0	0	0	0	7,72	169
0,22		0	0	0	0	7,82	209
0,44		4	3	4	11	7,69	259
0,88		5	5	5	15	7,47	365
1,76		5	5	5	15	7,49	535
CE(I)50 48h =		0,37		Sensibilidade (NaCl)		1,66	
IC 95% =		0,32 - 0,44		IC 95%		1,52 - 1,82	

Amostra: Ibitinga		Período: Novembro - 2002				
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 08/05/03		Data término: 10/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)			
4/5/2003	7,38	158	54			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,75 167
0,11		0	0	0	0	7,68 191
0,22		1	0	0	1	7,76 209
0,44		2	0	3	5	7,62 234
0,88		5	5	5	15	7,71 274
1,76		5	5	5	15	7,27 339
CE(I)50 48h =		0,57		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04
IC 95% =		0,45 - 0,71		IC 95%		0,03 - 0,05

Amostra: Ibitinga		Período: Novembro - 2002				
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 13/05/03		Data término: 15/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)			
11/5/2003	7,55	134	48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,82 134
0,11		0	0	0	0	7,66 149
0,22		0	0	0	0	7,68 164
0,44		0	0	0	0	7,71 188
0,88		3	3	3	9	7,73 226
1,76		5	5	5	15	7,54 302
CE(I)50 48h =		0,82		Sensibilidade (NaCl)		1,89
IC 95% =		0,69 - 0,98		IC 95%		1,78 - 2,02

Amostra: Ibitinga		Período: Novembro - 2002				
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 13/05/03		Data término: 15/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)			
11/5/2003	7,55	134	48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,73 147
0,11		0	0	0	0	7,69 152
0,22		0	0	0	0	7,73 165
0,44		0	0	0	0	7,86 188
0,88		3	4	4	11	7,79 221
1,76		5	5	5	15	7,45 295
CE(I)50 48h =		0,75		Sensibilidade (NaCl)		1,66
IC 95% =		0,64 - 0,88		IC 95%		1,52 - 1,82

Amostra: Promissão		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 08/05/03			Data término: 10/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
7/5/2003	7,38	158		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,01	170
0,11		0	0	0	0	7,07	176
0,22		0	1	0	1	7,05	184
0,44		3	3	3	9	7,06	193
0,88		5	5	5	15	7,12	228
1,76		5	5	5	15	7,04	261
CE(I)50 48h =		0,39		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04	
IC 95% =		0,32 - 0,48		IC 95%		0,03 - 0,05	

Amostra: Promissão		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 15/05/02			Data término: 17/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
12/5/2003	7,42	148		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,85	157
0,11		0	0	0	0	7,78	160
0,22		0	0	0	0	7,76	166
0,44		2	2	3	7	7,73	182
0,88		5	4	4	13	7,6	206
1,76		5	5	5	15	7,35	255
CE(I)50 48h =		0,49		Sensibilidade (NaCl)		1,89	
IC 95% =		0,40 - 0,61		IC 95%		1,78 - 2,02	

Amostra: Promissão		Período: Novembro - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 15/05/03			Data término: 17/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
12/5/2003	7,42	148		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,72	149
0,11		0	0	0	0	7,71	155
0,22		0	1	0	1	7,74	160
0,44		1	3	3	7	7,66	163
0,88		4	5	5	14	7,52	197
1,76		5	5	5	15	7,27	233
CE(I)50 48h =		0,45		Sensibilidade (NaCl)		1,66	
IC 95% =		0,36 - 0,56		IC 95%		1,52 - 1,82	

Amostra: Nova Avanhandava		Período: Novembro - 2002				
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 08/05/03		Data término: 10/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)		
7/5/2003	7,38	158		48		
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,01 170
0,11		0	0	0	0	7,48 184
0,22		3	3	3	9	7,54 220
0,44		5	5	5	15	7,58 268
0,88		5	5	5	15	7,45 369
1,76		5	5	5	15	7,39 519
CE(I)50 48h =		0,10		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04
IC 95% =		0,8 - 0,12		IC 95%		0,03 - 0,05

Amostra: Nova Avanhandava		Período: Novembro - 2002				
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 15/05/02		Data término: 17/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)		
12/5/2003	7,42	148		44		
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,85 157
0,11		0	1	0	1	7,83 182
0,22		2	2	1	5	7,78 194
0,44		3	3	3	9	7,78 259
0,88		4	4	4	12	7,8 298
1,76		5	5	5	15	7,72 405
CE(I)50 48h =				Sensibilidade (NaCl)		1,89
IC 95% =				IC 95%		1,78 - 2,02

Amostra: Nova Avanhandava		Período: Novembro - 2002				
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 15/05/03		Data término: 17/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)		
12/5/2003	7,42	148		44		
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,72 149
0,11		0	2	2	4	7,79 170
0,22		2	3	3	8	7,78 206
0,44		4	4	4	12	7,62 250
0,88		5	5	5	15	7,68 344
1,76		5	5	5	15	7,58 466
CE(I)50 48h =		0,20		Sensibilidade (NaCl)		1,66
IC 95% =		0,13 - 0,31		IC 95%		1,52 - 1,82

Apêndice 9. Resultados dos testes com microcrustáceos com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de fevereiro de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 05/06/03			Data término: 07/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
12/06/03	7,6	143		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,2	144
0,11		0	0	0	0	7,72	151
0,22		0	0	0	0	7,66	157
0,44		4	4	2	10	7,74	172
0,88		5	5	5	15	7,72	188
1,76		5	5	5	15	7,58	229
CE(I)50 48h =		0,39		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04	
IC 95% =		0,33 - 0,46		IC 95%		0,03 - 0,05	

Amostra: Barra Bonita		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 14/06/03			Data término: 16/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
12/06/03	7,63	169		46			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,6	169
0,11		0	0	0	0	7,86	183
0,22		0	0	0	0	7,88	197
0,44		2	2	2	6	7,68	237
0,88		5	5	5	15	7,77	269
1,76		5	5	5	15	7,72	277
CE(I)50 48h =		0,47		Sensibilidade (NaCl)		1,64	
IC 95% =		0,40 - 0,56		IC 95%		1,52 - 1,82	

Amostra: Barra Bonita		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 10/06/03			Data término: 12/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
08/06/03	7,68	166		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,72	144
0,11		0	0	0	0	7,75	175
0,22		0	0	0	0	7,6	186
0,44		0	0	3	3	7,63	204
0,88		5	5	5	15	7,58	247
1,76		5	5	5	15	7,37	297
CE(I)50 48h =		0,54		Sensibilidade (NaCl)		1,67	
IC 95% =		0,47 - 0,63		IC 95%		1,53 - 1,81	

Amostra: Bariri		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 05/06/03			Data término: 07/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
03/06/03	7,6	143		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,72	144
0,11		0	0	0	0	7,74	151
0,22		1	1	1	3	7,75	167
0,44		2	4	1	7	7,74	190
0,88		5	5	5	15	7,19	230
1,76		5	5	5	15	727	349
CE(I)50 48h =		0,19		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04	
IC 95% =		0,15 - 0,25		IC 95%		0,03 - 0,05	

Amostra: Bariri		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 14/06/03			Data término: 16/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
12/06/03	7,63	169		46			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,6	169
0,11		0	0	0	0	7,84	185
0,22		0	0	0	0	7,82	197
0,44		0	0	3	3	7,74	214
0,88		4	5	4	13	7,73	202
1,76		5	5	5	15	7,54	255
CE(I)50 48h =		0,3		Sensibilidade (NaCl)		1,64	
IC 95% =		0,25 - 0,36		IC 95%		1,52 - 1,82	

Amostra: Bariri		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 13/05/03			Data término: 15/05/03		
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
08/06/03	7,68	166		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,72	144
0,11		0	0	0	0	7,55	170
0,22		0	1	1	2	7,45	179
0,44		3	1	3	7	7,52	200
0,88		5	5	5	15	7,27	232
1,76		5	5	5	15	7,31	393
CE(I)50 48h =		0,2		Sensibilidade (NaCl)		1,67	
IC 95% =		0,16 - 0,25		IC 95%		1,53 - 1,81	

Amostra: Ibitinga		Período: Fevereiro - 2003				
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 05/06/03		Data término: 07/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)		
04/06/03	7,6	143		44		
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,76 148
0,11		0	0	0	0	7,71 175
0,22		2	3	3	8	7,68 194
0,44		5	5	4	14	7,56 236
0,88		5	5	5	15	7,44 268
1,76		5	5	5	15	7,3 358
CE(I)50 48h =		0,21		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04
IC 95% =		0,18 - 0,26		IC 95%		0,03 - 0,05

Amostra: Ibitinga		Período: Fevereiro - 2003				
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 10/06/03		Data término: 12/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)		
08/06/03	7,63	169		46		
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,88 173
0,11		0	0	0	0	7,8 186
0,22		0	0	0	4	7,8 191
0,44		1	3	0	15	7,84 207
0,88		5	5	5	15	7,74 243
1,76		5	5	5	15	7,75 302
CE(I)50 48h =		0,26		Sensibilidade (NaCl)		1,64
IC 95% =		0,22 - 0,30		IC 95%		1,52 - 1,82

Amostra: Ibitinga		Período: Fevereiro - 2003				
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 10/06/03		Data término: 12/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)		
08/06/03	7,68	166		44		
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,72 169
0,11		0	0	0	0	7,8 182
0,22		0	0	3	3	7,77 204
0,44		5	5	5	15	7,58 236
0,88		5	5	5	15	7,53 307
1,76		5	5	5	15	7,28 405
CE(I)50 48h =		0,27		Sensibilidade (NaCl)		1,67
IC 95% =		0,23 - 0,31		IC 95%		1,53 - 1,81

Amostra: Promissão		Período: Fevereiro - 2003				
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 05/06/03		Data término: 07/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)			
04/06/03	7,6	143	44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,76 148
0,11		0	0	0	0	7,72 166
0,22		3	4	2	9	7,72 209
0,44		5	4	4	13	7,82 269
0,88		4	5	5	14	7,9 375
1,76		5	5	5	15	7,99 568
CE(I)50 48h =		0,23	Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04	
IC 95% =		0,18 - 0,28	IC 95%		0,03 - 0,05	

Amostra: Promissão		Período: Fevereiro - 2003				
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 11/06/03		Data término: 13/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)			
08/06/03	7,6	158	46			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,75 158
0,11		0	0	0	0	7,83 208
0,22		0	0	0	0	7,94 214
0,44		0	0	0	0	7,95 255
0,88		0	0	4	4	8 329
1,76		5	5	4	14	8,06 398
CE(I)50 48h =		1,08	Sensibilidade (NaCl)		1,64	
IC 95% =		0,89 - 1,32	IC 95%		1,52 - 1,82	

Amostra: Promissão		Período: Fevereiro - 2003				
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 10/06/03		Data término: 12/06/03		
Água de Cultivo ou Diluição						
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)			
08/06/03	7,68	166	44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis			Variáveis Finais	
		1	2	3	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,72 169
0,11		0	0	0	0	7,88 195
0,22		1	1	1	3	7,97 227
0,44		4	2	2	8	7,98 297
0,88		3	3	3	9	7,99 413
1,76		5	4	4	13	7,99 637
CE(I)50 48h =		0,52	Sensibilidade (NaCl)		1,67	
IC 95% =		0,34 - 0,58	IC 95%		1,53 - 1,81	

Amostra: Nova Avanhandava		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 05/06/03	Data término: 07/06/03				
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)				
04/06/03	7,6	143	44				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis		Variáveis Finais			
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,73	142
0,11		0	0	1	1	7,73	163
0,22		4	4	4	12	7,81	199
0,44		4	4	5	13	7,82	245
0,88		5	5	5	15	7,81	341
1,76		5	5	5	15	7,73	471
CE(I)50 48h =		0,2	Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)			0,04	
IC 95% =		0,16 - 0,25	IC 95%			0,03 - 0,05	

Amostra: Nova Avanhandava		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 11/06/02	Data término: 13/06/03				
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)				
09/06/03	7,6	158	46				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis		Variáveis Finais			
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,75	158
0,11		1	1	0	2	7,89	211
0,22		4	1	2	7	7,94	236
0,44		5	5	4	14	7,93	289
0,88		5	5	5	15	7,91	403
1,76		5	5	5	15	7,83	480
CE(I)50 48h =		0,18	Sensibilidade (NaCl)			1,64	
IC 95% =		0,13 - 0,26	IC 95%			1,52 - 1,82	

Amostra: Nova Avanhandava		Período: Fevereiro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 10/06/03	Data término: 12/06/03				
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)				
09/06/03	7,68	166	44				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis		Variáveis Finais			
		1	2	3	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	7,72	168
0,11		1	1	0	2	7,84	196
0,22		2	3	3	8	7,86	222
0,44		4	5	5	14	7,88	272
0,88		5	5	5	15	7,89	350
1,76		5	5	5	15	7,89	524
CE(I)50 48h =		0,2	Sensibilidade (NaCl)			1,67	
IC 95% =		0,16 - 0,26	IC 95%			1,53 - 1,81	

Apêndice 10. Resultados dos testes com microcrustáceos com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de abril de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Período: Abril - 2003						
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 04/03/04			Data término: 06/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
03/03/04	7,56	171		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,73 168	
0,11		0	0	0	0	0	7,72 192	
0,22		0	0	0	1	1	7,72 199	
0,44		3	4	4	2	13	7,46 231	
0,88		5	5	5	5	20	7,36 274	
1,76		5	5	5	5	20	7,21 332	
CE(I)50 48h =		0,4		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05		
IC 95% =		0,34 - 0,46		IC 95%		0,045 - 0,076		

Amostra: Barra Bonita		Período: Abril - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 04/03/04			Data término: 06/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
02/06/04	7,4	150		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,64 157	
0,11		0	0	1	0	1	7,59 166	
0,22		0	0	1	1	2	7,58 181	
0,44		4	4	4	4	16	7,62 202	
0,88		4	5	5	4	18	7,63 250	
1,76		5	5	5	5	20	7,23 319	
CE(I)50 48h =		0,36		Sensibilidade (NaCl)		1,03		
IC 95% =		0,30 - 0,43		IC 95%		0,86 - 1,22		

Amostra: Barra Bonita		Período: Abril - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 04/03/04			Data término: 06/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
02/06/04	7,4	150		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,71 158	
0,11		0	0	0	0	0	7,7 171	
0,22		0	0	0	0	0	7,58 185	
0,44		3	2	2	2	9	7,58 213	
0,88		4	5	5	5	19	7,56 256	
1,76		5	5	5	5	20	7,24 324	
CE(I)50 48h =		0,47		Sensibilidade (NaCl)		1,05		
IC 95% =		0,40 - 0,56		IC 95%		0,84 - 1,2		

Amostra: Bariri		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 04/03/04		Data término: 06/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
03/06/04	7,56	171		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,72 184
0,11		0	0	0	0	0	7,72 198
0,22		0	0	0	0	0	7,72 221
0,44		1	1	2	1	5	7,71 265
0,88		5	5	5	5	20	7,38 322
1,76		5	5	5	5	20	7,24 173
CE(I)50 48h =		0,52		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05	
IC 95% =		0,46 - 0,60		IC 95%		0,045 - 0,076	

Amostra: Bariri		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 04/03/04		Data término: 06/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
03/06/04	7,56	171		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,68 158
0,11		0	0	0	0	0	7,66 170
0,22		0	1	1	1	3	7,6 182
0,44		0	2	1	2	5	7,48 205
0,88		4	4	5	5	18	7,52 244
1,76		5	5	5	5	20	7,17 311
CE(I)50 48h =		0,51		Sensibilidade (NaCl)		1,03	
IC 95% =		0,41 - 0,62		IC 95%		0,86 - 1,22	

Amostra: Bariri		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 04/03/04		Data término: 06/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
02/06/04	7,4	150		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,71 157
0,11		0	0	0	0	0	7,66 169
0,22		0	0	0	0	0	7,63 181
0,44		0	0	0	0	0	7,52 203
0,88		3	3	3	3	12	7,52 238
1,76		5	5	5	5	20	7,22 306
CE(I)50 48h =		0,82		Sensibilidade (NaCl)		1,05	
IC 95% =		0,71 - 0,96		IC 95%		0,84 - 1,2	

Amostra: Ibitinga		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 04/03/04		Data término: 06/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
03/06/04	7,56	171		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,5 167
0,11		0	0	0	0	0	7,56 177
0,22		0	0	0	0	0	7,46 192
0,44		1	1	0	1	3	7,43 212
0,88		5	5	5	5	20	7,45 254
1,76		5	5	5	5	20	7,16 313
CE(I)50 48h =		0,56		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05	
IC 95% =		0,50 - 0,63		IC 95%		0,045 - 0,076	

Amostra: Ibitinga		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 06/03/04		Data término: 08/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
03/06/04	7,6	155		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,55 169
0,11		0	0	0	0	0	7,6 167
0,22		0	0	0	0	0	7,62 179
0,44		1	1	1	1	4	7,56 203
0,88		5	5	4	3	17	7,48 244
1,76		5	5	5	5	20	7,28 316
CE(I)50 48h =		0,6		Sensibilidade (NaCl)		1,03	
IC 95% =		0,51 - 0,71		IC 95%		0,86 - 1,22	

Amostra: Ibitinga		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 04/03/04		Data término: 06/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
02/06/04	7,4	150		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,72 152
0,11		0	0	0	0	0	7,73 164
0,22		0	0	0	0	0	7,76 178
0,44		0	0	0	1	1	7,58 199
0,88		3	5	5	5	18	7,58 233
1,76		5	5	5	5	20	7,34 297
CE(I)50 48h =		0,51		Sensibilidade (NaCl)		1,05	
IC 95% =		0,42 - 0,61		IC 95%		0,84 - 1,2	

Amostra: Promissão		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 06/03/04		Data término: 08/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
03/03/04	7,6	172		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,59 151
0,11		0	0	0	0	0	7,48 176
0,22		0	0	0	0	0	7,42 183
0,44		3	2	2	2	9	7,38 193
0,88		4	5	5	5	19	7,24 219
1,76		5	5	5	5	20	7,16 263
CE(I)50 48h =		0,47		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05	
IC 95% =		0,40 - 0,56		IC 95%		0,045 - 0,076	

Amostra: Promissão		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 06/03/04		Data término: 08/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
04/03/04	7,6	155		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,62 155
0,11		0	0	0	0	0	7,52 159
0,22		0	0	0	0	0	7,48 164
0,44		2	3	3	3	11	7,35 176
0,88		5	5	5	5	20	7,34 202
1,76		5	5	5	5	20	7,25 250
CE(I)50 48h =		0,43		Sensibilidade (NaCl)		1,03	
IC 95% =		0,36 - 0,50		IC 95%		0,86 - 1,22	

Amostra: Promissão		Período: Abril - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 06/03/04		Data término: 08/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
04/03/04	7,6	155		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,6 153
0,11		0	0	0	0	0	7,56 160
0,22		0	0	0	0	0	7,53 165
0,44		0	0	0	0	0	7,46 178
0,88		4	5	5	4	18	7,34 205
1,76		5	5	5	5	20	7,33 258
CE(I)50 48h =		0,67		Sensibilidade (NaCl)		1,02	
IC 95% =		0,61 - 0,73		IC 95%		0,84 - 1,20	

Amostra: Nova Avanhandava Período: Abril - 2003

Organismo teste: *Daphnia similis* Data início: 13/04/04 Data término: 15/04/04

Água de Cultivo ou Diluição

Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
10/04/04	7,5	164	1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Concentrações									
Controle			0	0	0	0	0	7,71	169
0,11			0	1	0	0	1	7,72	188
0,22			1	1	0	0	2	7,74	210
0,44			1	0	1	1	3	7,8	256
0,88			2	2	0	1	5	7,74	342
1,76			4	4	3	4	15	7,64	512
CE(I)50 48h =		1,32	Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)				0,05		
IC 95% =		1,13 - 1,55	IC 95%				0,045 - 0,076		

Amostra: Nova Avanhandava Período: Abril - 2003

Organismo teste: *Ceriodaphnia silvestrii* Data início: 13/04/04 Data término: 15/04/04

Água de Cultivo ou Diluição

Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
11/04/04	7,53	172	1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Concentrações									
Controle			0	0	0	0	0	7,83	176
0,11			0	0	0	0	0	7,85	199
0,22			0	0	0	0	0	7,83	224
0,44			1	0	0	0	1	7,82	271
0,88			1	1	1	4	7	7,82	361
1,76			3	4	4	4	15	7,75	530
CE(I)50 48h =		1,13	Sensibilidade (NaCl)				1,2		
IC 95% =		0,77 - 1,67	IC 95%				1,12 - 1,29		

Amostra: Nova Avanhandava Período: Abril - 2003

Organismo teste: *Ceriodaphnia dubia* Data início: 14/04/04 Data término: 16/04/04

Água de Cultivo ou Diluição

Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
11/04/04	7,5	164	1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Concentrações									
Controle			0	0	0	0	0	7,81	175
0,11			0	0	0	0	0	7,82	197
0,22			0	0	0	0	0	7,83	218
0,44			0	0	0	0	0	7,78	262
0,88			2	4	3	5	14	7,72	344
1,76			5	5	5	4	19	7,6	512
CE(I)50 48h =		0,77	Sensibilidade (NaCl)				1,2		
IC 95% =		0,65 - 0,90	IC 95%				1,12 - 1,29		

Amostra: Três Irmãos		Período: Abril - 2003						
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 13/04/04 Data término: 15/04/04						
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)					
10/04/04	7,5	164	46					
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,72	169
0,11		0	0	0	0	0	7,74	182
0,22		0	0	0	0	0	7,74	198
0,44		0	0	0	0	0	7,71	228
0,88		0	0	0	0	0	7,68	289
1,76		5	4	5	3	17	7,49	397
CE(I)50 48h =		1,32		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05		
IC 95% =		1,23 - 1,43		IC 95%		0,045 - 0,076		

Amostra: Três Irmãos		Período: Abril - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 09/03/04 Data término: 11/03/07						
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)					
03/06/04	7,5	152	46					
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,6	160
0,11		0	0	0	0	0	7,6	175
0,22		0	0	0	0	0	7,55	190
0,44		0	0	0	0	0	7,46	225
0,88		0	2	1	1	4	7,42	277
1,76		5	5	5	5	20	7,41	386
CE(I)50 48h =		1,08		Sensibilidade (NaCl)		1,03		
IC 95% =		0,96 - 1,23		IC 95%		0,86 - 1,22		

Amostra: Três Irmãos		Período: Abril - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 13/04/04 Data término: 15/04/04						
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)					
11/04/04	7,5	165	46					
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,76	175
0,11		0	0	0	0	0	7,76	189
0,22		0	0	0	0	0	7,75	204
0,44		5	2	4	0	11	7,72	232
0,88		4	4	4	5	17	7,66	291
1,76		4	5	5	5	19	7,49	394
CE(I)50 48h =		0,47		Sensibilidade (NaCl)		1,2		
IC 95% =		0,38 - 0,58		IC 95%		1,12 - 1,29		

Apêndice 11. Resultados dos testes com microcrustáceos com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de junho de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Período: Junho - 2003						
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 10/03/04		Data término: 12/03/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
08/03/04	7,52	160		44				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,62	162
0,11		0	0	0	0	0	7,66	191
0,22		5	3	2	3	13	7,68	217
0,44		2	3	5	5	15	7,68	269
0,88		4	5	3	4	16	7,65	373
1,76		5	5	5	5	20	7,74	554
CE(I)50 48h =		0,27		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)			0,05	
IC 95% =		0,21 - 0,34		IC 95%			0,045 - 0,076	

Amostra: Barra Bonita		Período: Junho - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 23/03/04		Data término: 25/03/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
20/03/04	7,28	168		46				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,76	174
0,11		0	0	0	0	0	7,77	200
0,22		1	1	1	1	4	7,8	231
0,44		1	1	1	2	5	7,86	281
0,88		5	4	3	5	17	7,78	376
1,76		5	5	5	5	20	7,57	526
CE(I)50 48h =		0,51		Sensibilidade (NaCl)			1,03	
IC 95% =		0,41 - 0,63		IC 95%			0,86 - 1,22	

Amostra: Barra Bonita		Período: Junho - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 27/03/04		Data término: 29/03/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
24/03/04	7,48	170		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,59	174
0,11		0	0	0	0	0	7,73	197
0,22		0	0	0	0	0	7,75	221
0,44		0	0	1	1	2	7,75	273
0,88		1	1	1	0	3	7,68	363
1,76		5	3	3	5	16	7,51	509
CE(I)50 48h =		1,2		Sensibilidade (NaCl)			1,02	
IC 95% =		1,05 - 1,45		IC 95%			0,84 - 1,20	

Amostra: Bariri		Período: Junho - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 10/03/04		Data término: 12/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
08/03/04	7,52	160		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,65 161
0,11		0	2	0	0	2	7,59 181
0,22		4	1	2	2	9	7,55 202
0,44		4	4	3	5	16	7,45 237
0,88		5	5	4	5	19	7,49 295
1,76		5	5	5	5	20	7,27 410
CE(I)50 48h =		0,27		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05	
IC 95% =		0,22 - 0,33		IC 95%		0,045 - 0,076	

Amostra: Bariri		Período: Junho - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 23/03/04		Data término: 25/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
20/03/04	7,28	168		46			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,65 170
0,11		0	0	0	0	0	7,62 189
0,22		0	0	0	0	0	7,63 208
0,44		2	1	3	2	8	7,58 242
0,88		4	5	4	5	18	7,34 284
1,76		5	5	5	5	20	7,17 386
CE(I)50 48h =		0,51		Sensibilidade (NaCl)		1,03	
IC 95% =		0,42 - 0,60		IC 95%		0,86 - 1,22	

Amostra: Bariri		Período: Junho - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 27/03/04		Data término: 29/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
24/03/04	7,48	170		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,65 172
0,11		0	0	0	0	0	7,63 190
0,22		0	0	0	0	0	7,6 208
0,44		0	1	1	1	3	7,55 241
0,88		3	4	4	5	16	7,29 294
1,76		5	5	5	5	20	7,18 387
CE(I)50 48h =		0,64		Sensibilidade (NaCl)		1,02	
IC 95% =		0,55 - 0,76		IC 95%		0,84 - 1,20	

Amostra: Ibitinga		Período: Junho - 2002					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 10/03/04		Data término: 12/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
08/03/04	7,52	160		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,59 165
0,11		3	0	2	1	6	7,65 182
0,22		1	3	3	3	10	7,6 203
0,44		5	5	5	5	20	7,48 234
0,88		5	5	5	5	20	7,6 297
1,76		5	5	5	5	20	7,42 387
CE(I)50 48h =		0,22		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05	
IC 95% =		0,19 - 0,26		IC 95%		0,045 - 0,076	

Amostra: Ibitinga		Período: Junho - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 23/03/04		Data término: 25/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
20/03/04	7,28	168		46			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,72 174
0,11		0	0	0	0	0	7,73 189
0,22		0	0	0	0	0	7,78 204
0,44		4	2	3	1	10	7,68 234
0,88		4	4	5	4	17	7,65 288
1,76		5	5	5	5	20	7,45 380
CE(I)50 48h =		0,49		Sensibilidade (NaCl)		1,03	
IC 95% =		0,40 - 0,59		IC 95%		0,86 - 1,22	

Amostra: Ibitinga		Período: Junho - 2002					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 27/03/04		Data término: 29/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
24/03/04	7,48	170		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,66 171
0,11		0	0	0	0	0	7,66 189
0,22		0	0	0	0	0	7,66 205
0,44		0	0	0	0	0	7,6 237
0,88		4	4	5	5	18	7,6 287
1,76		5	5	5	5	20	7,35 384
CE(I)50 48h =		0,67		Sensibilidade (NaCl)		1,02	
IC 95% =		0,61 - 0,73		IC 95%		0,84 - 1,20	

Amostra: Promissão		Período: Junho - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 25/03/04		Data término: 27/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
22/03/04	7,6	149		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,44 152
0,11		0	0	0	0	0	7,48 163
0,22		0	0	0	0	0	7,43 175
0,44		4	3	3	1	11	7,26 196
0,88		3	5	5	5	18	7,08 237
1,76		5	5	5	5	20	6,91 304
CE(I)50 48h =		0,46		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05	
IC 95% =		0,38 - 0,55		IC 95%		0,045 - 0,076	

Amostra: Promissão		Período: Junho - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 27/03/04		Data término: 29/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
20/03/04	7,48	170		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,69 173
0,11		0	0	0	0	0	7,62 184
0,22		0	0	0	0	0	7,56 195
0,44		0	0	1	0	1	7,52 223
0,88		3	4	2	3	12	7,47 275
1,76		5	5	5	5	20	7,27 355
CE(I)50 48h =		0,79		Sensibilidade (NaCl)		1,03	
IC 95% =		0,67 - 0,94		IC 95%		0,86 - 1,22	

Amostra: Promissão		Período: Junho - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 27/03/04		Data término: 29/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
20/03/04	7,48	170		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,51 181
0,11		0	0	0	0	0	7,55 185
0,22		0	0	0	0	0	7,5 195
0,44		0	0	0	0	0	7,4 216
0,88		1	1	1	0	3	7,33 265
1,76		5	5	5	5	20	7,08 341
CE(I)50 48h =		1,12		Sensibilidade (NaCl)		1,02	
IC 95% =		1,00 - 1,25		IC 95%		0,84 - 1,20	

Amostra: Nova Avanhandava Período: Junho - 2002

Organismo teste: *Daphnia similis* Data início: 25/03/04 Data término: 27/03/04

Água de Cultivo ou Diluição

Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)				Variáveis Finais	
22/03/04	7,6	149	48					
Concentrações	Número de Organismos Imóveis							
	1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle	0	0	0	0	0	7,46	151	
0,11	0	0	0	0	0	7,45	177	
0,22	1	1	0	1	3	7,42	207	
0,44	3	4	4	4	15	7,46	260	
0,88	5	5	5	5	20	7,38	365	
1,76	5	5	5	5	20	7,31	548	

CE(I)50 48h = 0,33 Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) 0,05
 IC 95% = 0,28 - 0,40 IC 95% 0,045 - 0,076

Amostra: Nova Avanhandava Período: Junho - 2002

Organismo teste: *Ceriodaphnia silvestrii* Data início: 27/03/04 Data término: 29/03/04

Água de Cultivo ou Diluição

Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)				Variáveis Finais	
20/03/04	7,48	170	48					
Concentrações	Número de Organismos Imóveis							
	1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle	0	0	0	0	0	7,67	171	
0,11	0	0	0	0	0	7,62	201	
0,22	0	0	0	0	0	7,6	230	
0,44	0	0	0	0	0	7,58	283	
0,88	3	4	2	3	12	7,54	377	
1,76	4	5	5	5	19	7,42	561	

CE(I)50 48h = 0,83 Sensibilidade (NaCl) 1,03
 IC 95% = 0,70 - 0,99 IC 95% 0,86 - 1,22

Amostra: Nova Avanhandava Período: Junho - 2002

Organismo teste: *Ceriodaphnia dubia* Data início: 27/03/04 Data término: 29/03/04

Água de Cultivo ou Diluição

Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)				Variáveis Finais	
20/03/04	7,48	170	48					
Concentrações	Número de Organismos Imóveis							
	1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle	0	0	0	0	0	7,66	179	
0,11	0	0	0	0	0	7,72	209	
0,22	0	0	0	0	0	7,71	234	
0,44	0	0	0	1	1	7,71	287	
0,88	5	3	5	5	18	7,74	387	
1,76	5	5	5	5	20	7,54	574	

CE(I)50 48h = 0,64 Sensibilidade (NaCl) 1,02
 IC 95% = 0,57 - 0,72 IC 95% 0,84 - 1,20

Amostra: Três Irmãos		Período: Junho - 2003						
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 25/03/04		Data término: 27/03/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)					
22/03/04	7,6	149	48					
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,63	155
1,5		0	0	0	0	0	7,6	158
3		0	0	0	0	0	7,59	163
9		0	0	0	0	0	7,56	174
15		1	0	0	0	1	7,53	194
20		1	0	1	0	2	7,48	239
CE(I)50 48h =		0		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)			0,05	
IC 95% =				IC 95%			0,045 - 0,076	

Amostra: Três Irmãos		Período: Junho - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 27/03/04		Data término: 29/03/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)					
20/03/04	7,48	170	48					
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,65	172
1,5		0	0	0	0	0	7,62	176
3		0	0	0	0	0	7,62	182
9		0	0	0	0	0	7,62	190
15		0	0	0	0	0	7,62	209
20		0	1	0	1	2	7,56	242
CE(I)50 48h =		0		Sensibilidade (NaCl)			1,03	
IC 95% =				IC 95%			0,86 - 1,22	

Apêndice 12. Resultados dos testes com microcrustáceos com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de agosto de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Período: Agosto - 2002						
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 30/03/04		Data término: 02/03/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
22/03/04	7,22	155		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,71	159
0,11		0	0	0	0	0	7,7	176
0,22		0	0	0	0	0	7,72	197
0,44		0	0	0	1	1	7,82	234
0,88		4	3	4	2	13	7,76	307
1,76		4	5	5	5	19	7,68	436
CE(I)50 48h =		0,78		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)			0,06	
IC 95% =		0,66 - 0,93		IC 95%			0,04 - 0,05	

Amostra: Barra Bonita		Período: Agosto - 2002						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 14/04/04		Data término: 16/04/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
12/03/04	7,25	191		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,58	195
0,11		0	1	0	0	1	7,64	214
0,22		1	0	0	0	1	7,66	240
0,44		1	0	0	0	1	7,64	278
0,88		2	2	2	2	8	7,82	343
1,76		3	4	2	3	12	7,63	466
CE(I)50 48h =		1,07		Sensibilidade (NaCl)			1,23	
IC 95% =		0,73 - 1,57		IC 95%			1,14 - 1,30	

Amostra: Barra Bonita		Período: Agosto - 2002						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 15/04/04		Data término: 17/04/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
12/03/04	7,46	191		44				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,71	157
0,11		0	0	0	0	0	7,72	176
0,22		0	0	0	0	0	7,76	197
0,44		0	0	0	2	2	7,71	238
0,88		1	0	1	1	3	7,71	307
1,76		4	5	5	5	19	7,62	433
CE(I)50 48h =		1,12		Sensibilidade (NaCl)			1,19	
IC 95% =		0,96 - 1,31		IC 95%			1,11 - 1,27	

Amostra: Bariri		Período: Agosto - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 30/03/04		Data término: 02/03/04		Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
22/03/04	7,22	155		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,73 158
0,11		0	0	0	0	0	7,76 186
0,22		0	0	0	0	0	7,78 221
0,44		0	0	0	0	0	7,75 280
0,88		2	3	4	3	12	7,92 389
1,76		5	5	5	5	20	7,75 585
CE(I)50 48h =		0,82		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,05	
IC 95% =		0,71 - 0,96		IC 95%		0,045 - 0,076	

Amostra: Bariri		Período: Agosto - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 14/04/04		Data término: 16/04/04		Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
12/03/04	7,25	191		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,63 194
0,11		0	0	0	0	0	7,7 232
0,22		0	1	0	0	1	7,75 266
0,44		1	1	0	1	3	7,67 332
0,88		2	2	2	1	7	7,85 439
1,76		5	5	3	5	18	7,59 648
CE(I)50 48h =		0,97		Sensibilidade (NaCl)		1,2	
IC 95% =		0,77 - 1,22		IC 95%		1,12 - 1,29	

Amostra: Bariri		Período: Agosto - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 15/04/04		Data término: 17/04/04		Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
12/03/04	7,46	191		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,71 158
0,11		0	0	0	0	0	7,81 227
0,22		0	0	0	0	0	7,92 256
0,44		0	0	0	0	0	7,98 310
0,88		0	1	0	0	1	7,89 398
1,76		3	3	5	5	16	7,71 588
CE(I)50 48h =		1,33		Sensibilidade (NaCl)		1,19	
IC 95% =		1,20 - 1,48		IC 95%		1,11 - 1,27	

Amostra: Ibitinga		Período: Agosto - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 30/03/04		Data término: 02/03/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
22/03/04	7,22	155		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,74 158
0,11		0	0	0	0	0	7,75 181
0,22		0	0	0	0	0	7,78 200
0,44		0	0	1	0	1	7,72 243
0,88		2	5	2	2	11	7,62 324
1,76		5	5	5	5	20	7,62 459
CE(I)50 48h =		0,82		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04	
IC 95% =		0,69 - 0,97		IC 95%		0,045 - 0,076	

Amostra: Ibitinga		Período: Agosto - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 14/04/04		Data término: 16/04/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
12/04/04	7,25	191		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,69 204
0,11		2	2	1	1	6	7,66 214
0,22		2	1	2	0	5	7,68 229
0,44		3	2	1	2	8	7,64 250
0,88		3	5	2	3	13	7,66 301
1,76		3	3	4	5	15	7,75 389
CE(I)50 48h =		0,58		Sensibilidade (NaCl)		1,2	
IC 95% =		0,36 - 0,92		IC 95%		1,12 - 1,29	

Amostra: Ibitinga		Período: Agosto - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 17/04/04		Data término: 19/04/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
15/04/04	7,46	181		46			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,67 186
0,11		0	0	0	0	0	7,72 199
0,22		0	0	0	0	0	7,76 213
0,44		1	0	1	0	2	7,79 243
0,88		5	3	5	0	13	7,75 294
1,76		5	5	5	5	20	7,86 387
CE(I)50 48h =		0,74		Sensibilidade (NaCl)		1,18	
IC 95% =		0,62 - 0,88		IC 95%		1,10 - 1,25	

Apêndice 13. Resultados dos testes com microcrustáceos com extratos algais liofilizados dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê durante o mês de outubro de 2003.

Amostra: Barra Bonita		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 01/04/04		Data término: 03/04/04			Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
08/04/04	7,6	156		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,68	156
0,11		0	0	0	0	0	7,67	186
0,22		0	0	0	0	0	7,71	214
0,44		0	2	1	2	5	7,81	274
0,88		4	5	4	3	16	7,84	387
1,76		5	5	5	5	20	7,52	599
CE(I)50 48h =		0,6		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)			0,04	
IC 95% =		0,50 - 0,72		IC 95%			0,04 - 0,05	

Amostra: Barra Bonita		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 06/04/04		Data término: 08/04/04			Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
02/04/04	7,79	168		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,66	171
0,11		0	0	0	0	0	7,75	202
0,22		0	0	0	0	0	7,77	234
0,44		0	1	1	3	5	7,78	290
0,88		4	5	4	3	16	7,61	403
1,76		5	5	5	5	20	7,52	585
CE(I)50 48h =		0,6		Sensibilidade (NaCl)			1,2	
IC 95% =		0,50 - 0,72		IC 95%			0,12 - 1,29	

Amostra: Barra Bonita		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 03/04/04		Data término: 05/04/04			Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
02/04/04	7,66	166		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,58	167
0,11		0	0	0	0	0	7,7	198
0,22		0	0	0	0	0	7,71	228
0,44		3	3	3	5	14	7,75	284
0,88		5	5	5	3	18	7,59	407
1,76		5	5	5	5	20	7,47	591
CE(I)50 48h =		0,41		Sensibilidade (NaCl)			1,18	
IC 95% =		0,35 - 0,49		IC 95%			1,10 - 1,25	

Amostra: Bariri		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 01/04/04		Data término: 03/04/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)					
08/04/04	7,6	156	48					
Concentrações	Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,68 158	
0,11		0	0	0	0	0	7,8 198	
0,22		0	1	2	1	4	7,78 235	
0,44		3	4	5	3	15	7,89 309	
0,88		5	5	4	5	19	7,91 440	
1,76		5	5	5	5	20	7,66 683	
CE(I)50 48h =	0,33		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)			0,04		
IC 95% =	0,27 - 0,41		IC 95%			0,04 - 0,05		

Amostra: Bariri		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 06/04/04		Data término: 08/04/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)					
08/04/04	7,79	168	48					
Concentrações	Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,65 172	
0,11		0	0	0	0	0	7,78 210	
0,22		0	0	0	0	0	7,88 250	
0,44		0	2	0	0	2	7,86 324	
0,88		3	2	3	2	10	7,75 468	
1,76		5	5	5	5	20	7,78 692	
CE(I)50 48h =	0,82		Sensibilidade (NaCl)			1,2		
IC 95% =	0,69 - 0,98		IC 95%			0,12 - 1,29		

Amostra: Bariri		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 03/04/04		Data término: 05/04/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/l CaCO_3)					
02/04/04	7,66	166	48					
Concentrações	Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,74 168	
0,11		0	0	0	0	0	7,76 205	
0,22		0	0	0	0	0	7,84 239	
0,44		0	0	0	0	0	7,82 307	
0,88		4	4	2	3	13	7,69 443	
1,76		4	3	5	5	17	7,55 667	
CE(I)50 48h =	0,8		Sensibilidade (NaCl)			1,18		
IC 95% =	0,64 - 1,01		IC 95%			1,10 - 1,25		

Amostra: Ibitinga		Período: Outubro - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 01/04/04		Data término: 03/04/04		Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
08/04/04	7,6	156		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,63 160
0,11		0	0	0	0	0	7,65 183
0,22		2	5	4	2	13	7,69 205
0,44		5	5	5	5	20	7,62 251
0,88		5	5	5	5	20	7,55 339
1,76		5	5	5	5	20	7,28 465
CE(I)50 48h =		0,2		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04	
IC 95% =		0,17 - 0,23		IC 95%		0,04 - 0,05	

Amostra: Ibitinga		Período: Outubro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 06/04/04		Data término: 08/04/04		Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
02/04/04	7,79	168		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,71 174
0,11		0	0	0	0	0	7,69 200
0,22		0	0	0	0	0	7,63 222
0,44		0	0	0	1	1	7,68 262
0,88		5	5	5	4	19	7,59 343
1,76		5	5	5	5	20	7,44 495
CE(I)50 48h =		0,62		Sensibilidade (NaCl)		1,2	
IC 95% =		0,57 - 0,68		IC 95%		0,12 - 1,29	

Amostra: Ibitinga		Período: Outubro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 03/04/04		Data término: 05/04/04		Água de Cultivo ou Diluição	
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
02/04/04	7,66	166		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,74 171
0,11		0	0	0	0	0	7,71 192
0,22		0	0	0	0	0	7,71 215
0,44		0	0	0	1	1	7,67 259
0,88		5	3	5	2	15	7,53 340
1,76		5	5	5	5	20	7,49 503
CE(I)50 48h =		0,71		Sensibilidade (NaCl)		1,18	
IC 95% =		0,62 - 0,83		IC 95%		1,10 - 1,25	

Amostra: Promissão		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 01/04/04		Data término: 03/04/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
08/04/04	7,6	156		48				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,68 159	
0,11		0	0	0	0	0	7,68 175	
0,22		0	0	0	0	0	7,67 191	
0,44		0	1	0	0	1	7,66 223	
0,88		3	2	3	1	9	7,63 284	
1,76		5	5	5	4	19	7,36 300	
CE(I)50 48h =		0,91		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04		
IC 95% =		0,76 - 1,09		IC 95%		0,04 - 0,05		

Amostra: Promissão		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 07/04/04		Data término: 09/04/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
02/04/04	7,65	169		44				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,59 138	
0,11		0	0	0	0	0	7,65 151	
0,22		0	0	0	0	0	7,68 169	
0,44		0	0	0	0	0	7,7 201	
0,88		0	0	0	1	1	7,71 262	
1,76		5	5	5	5	20	7,46 380	
CE(I)50 48h =		1,2		Sensibilidade (NaCl)		1,2		
IC 95% =		1,12 - 1,29		IC 95%		0,12 - 1,29		

Amostra: Promissão		Período: Outubro - 2003						
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 05/04/04		Data término: 07/04/04				
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
02/04/04	7,26	166		44				
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	
Controle		0	0	0	0	0	7,69 172	
0,11		0	0	0	0	0	7,74 189	
0,22		0	0	0	0	0	7,75 206	
0,44		0	0	0	0	0	7,76 237	
0,88		0	0	0	0	0	7,74 296	
1,76		3	0	0	0	3	7,62 399	
CE(I)50 48h =		0		Sensibilidade (NaCl)		1,18		
IC 95% =				IC 95%		1,10 - 1,25		

Amostra: Nova Avanhandava Período: Outubro - 2003								
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i> Data início: 01/04/04 Data término: 03/04/04								
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
08/04/04	7,6	156		48				
Concentrações	Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,65	158
0,11		0	0	0	0	0	7,71	200
0,22		4	2	3	4	13	7,71	242
0,44		4	4	3	5	16	7,71	323
0,88		4	5	5	5	19	7,78	475
1,76		5	5	5	5	20	7,87	752
CE(I)50 48h =	0,24		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)			0,04		
IC 95% =	0,19 - 0,29		IC 95%			0,04 - 0,05		

Amostra: Nova Avanhandava Período: Outubro - 2003								
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Data início: 07/04/04 Data término: 09/04/04								
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
02/04/04	7,65	169		44				
Concentrações	Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,59	137
0,11		0	0	0	0	0	7,71	179
0,22		3	1	2	1	7	7,77	216
0,44		2	2	2	3	9	7,84	298
0,88		2	2	3	3	10	7,95	454
1,76		5	5	5	5	20	7,87	739
CE(I)50 48h =	0,51		Sensibilidade (NaCl)			1,2		
IC 95% =	0,39 - 0,66		IC 95%			0,12 - 1,29		

Amostra: Nova Avanhandava Período: Outubro - 2003								
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i> Data início: 05/04/04 Data término: 07/04/04								
Água de Cultivo ou Diluição								
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)				
02/04/04	7,26	166		44				
Concentrações	Número de Organismos Imóveis					Variáveis Finais		
		1	2	3	4	Total	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,7	170
0,11		0	0	0	0	0	7,71	214
0,22		0	0	0	0	0	7,79	252
0,44		0	0	0	0	0	7,79	337
0,88		0	1	1	1	3	7,83	477
1,76		5	5	5	5	20	7,79	744
CE(I)50 48h =	1,12		Sensibilidade (NaCl)			1,18		
IC 95% =	1,00 - 1,25		IC 95%			1,10 - 1,25		

Amostra: Três Irmãos		Período: Outubro - 2003					
Organismo teste: <i>Daphnia similis</i>		Data início: 01/04/04		Data término: 03/04/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
08/04/04	7,6	156		48			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,64 159
0,11		1	1	1	0	3	7,74 198
0,22		3	5	4	2	14	7,76 237
0,44		5	4	4	3	16	7,83 318
0,88		4	4	5	4	17	7,83 455
1,76		5	5	5	5	20	7,68 722
CE(I)50 48h =		0,19		Sensibilidade ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)		0,04	
IC 95% =		0,14 - 0,25		IC 95%		0,04 - 0,05	

Amostra: Três Irmãos		Período: Outubro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		Data início: 07/04/04		Data término: 09/04/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
02/04/04	7,65	169		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,71 143
0,11		0	0	0	0	0	7,77 180
0,22		0	0	0	0	0	7,86 225
0,44		0	0	0	0	0	7,92 306
0,88		1	2	2	1	6	8,04 460
1,76		5	5	5	5	20	7,85 743
CE(I)50 48h =		1,01		Sensibilidade (NaCl)		1,2	
IC 95% =		0,88 - 1,17		IC 95%		0,12 - 1,29	

Amostra: Três Irmãos		Período: Outubro - 2003					
Organismo teste: <i>Ceriodaphnia dubia</i>		Data início: 05/04/04		Data término: 07/04/04			
Água de Cultivo ou Diluição							
Lote	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/l CaCO_3)			
02/04/04	7,26	166		44			
Concentrações		Número de Organismos Imóveis				Variáveis Finais	
		1	2	3	4	Total	pH Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
Controle		0	0	0	0	0	7,72 173
0,11		0	0	0	0	0	7,72 219
0,22		0	0	0	0	0	7,86 261
0,44		4	3	4	1	12	7,9 341
0,88		5	5	5	5	20	7,97 479
1,76		5	5	5	5	20	7,82 750
CE(I)50 48h =		0,41		Sensibilidade (NaCl)		1,18	
IC 95% =		0,35 - 0,48		IC 95%		1,10 - 1,25	