**Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública**

**Estudo da comunidade fitoplanctônica como
bioindicador de poluição em três reservatórios em
série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga
(PEFI), São Paulo, SP**

Adriana Guidetti Dias Lopes

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública para obtenção do
título de Mestre em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha

**São Paulo
2007**

**Estudo da comunidade fitoplanctônica como
bioindicador de poluição em três reservatórios em
série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga
(PEFI), São Paulo, SP**

Adriana Guidetti Dias Lopes

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha

**São Paulo
2007**

Autorizo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, por processos fotocopiadores.

Assinatura:

Data:

A minha querida família,
Ricardo, Solange, Cris, Sérgio e Ci
Pelos conselhos em todos os meus passos
Pelo apoio, compreensão e dedicação incondicional
Por serem meu porto seguro, minha base e meu espelho

Com todo o meu amor,
é a vocês que dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conceder a vida, ter me presenteado com uma maravilhosa família e pela oportunidade de conhecer pessoas tão especiais durante o meu mestrado.

Ao Dr. Aristides Almeida Rocha, Prof. da Faculdade de Saúde Pública da USP, meu orientador, pela confiança depositada ao me aceitar como aluna. Muito obrigada por ser um exemplo de profissionalismo e dedicação ao seu trabalho.

À Dra. Andréa Tucci, Pesquisadora Científica do Instituto de Botânica de São Paulo, pela orientação, compreensão e amizade. Agradeço também pela ajuda nas coletas, dedicação a suas estagiárias, sempre paciente e disposta a ensinar, a ouvir todas as minhas dúvidas e permitir acesso ao seu acervo bibliográfico. Obrigada por me apoiar e incentivar nos momentos em que eu estava mais perdida e por ser esse exemplo profissional e pessoal que tanto admiro.

Ao Dr. José Luiz Negrão Mucci, Prof. da Faculdade de Saúde Pública da USP, pelos ensinamentos em limnologia e no auxílio nos momentos cruciais da pesquisa.

À Dra. Solange Martone Rocha pelas valiosas correções e sugestões na melhoria deste trabalho, além da convivência e amizade.

À Dra. Célia Sant'Anna e Sílvia Melcher pelo apoio na identificação taxonômica de microalgas.

Ao Instituto de Botânica de São Paulo por disponibilizar equipamentos de campo, além da ajuda fundamental da “equipe da manutenção”, sempre atenciosa, responsável por transportar o barco entre os reservatórios.

À Francisca Alzira dos Santos Peternella, biologista do Laboratório de Microbiologia da Faculdade de Saúde Pública da USP, pelo apoio na execução das análises microbiológicas e pela amizade e carinho. Seus conselhos estarão guardados para sempre.

À Maria do Carmo de Oliveira Dória, técnica do Laboratório de Físico-Química da Faculdade de Saúde Pública da USP, pelo auxílio nas análises físicas e químicas, pelo convívio agradável, além da paciência em me ensinar e discutir cada metodologia.

Ao Fabio Ricardo Matos Soares e à Cynthia Muniz pelo auxílio no AutoCAD, com as cartas e medidas. Agradeço também pela amizade, pelos conselhos, por me ouvir nos momentos de desespero e por toda a troca de experiência.

Às amigas de mestrado: Ana Lúcia, Cynthia, Mariana, Renata e Teodosia por dividir os momentos de angústias e alegrias. Nunca imaginaria conhecer pessoas tão dedicadas e especiais como vocês.

Aos amigos estagiários da Faculdade de Saúde Pública: Ana Carolina, Elisabeth, Flávio, Helder e Lícia pela imensa ajuda no laboratório, risadas, almoços e momentos de descontração.

Às amigas estagiárias do Instituto de Botânica: Janara, Marisa e Raquel por toda ajuda na coleta e identificação das algas. Obrigada pela amizade, conselhos e pelo maravilhoso convívio.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela bolsa de estudo concedida.

Aos meus pais, Ricardo e Solange, por TUDO, não tenho palavras para agradecer a dedicação incondicional que vocês têm. Obrigada por me auxiliarem nas coletas e pelas viagens que fizemos até São Paulo. A minha irmãzinha Cristiane por existir em minha vida, deixando-a muito mais feliz.

Ao meu marido Sérgio por todo o amor, paciência, respeito e compreensão, principalmente na fase final do trabalho. A minha filha Cíntia cujo sorriso e alegria me motivam a continuar batalhando.

A todos que contribuíram diretamente ou indiretamente para a realização deste trabalho.

“O valor das coisas não está no tempo que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso existem momentos inesquecíveis, coisas inexplicáveis e pessoas incomparáveis”.

Fernando Pessoa

RESUMO

Dias-Lopes AG. **Estudo da comunidade fitoplanctônica como bioindicador de poluição em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), São Paulo, SP.** São Paulo; 2007. [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Os três reservatórios rasos e em série localizam-se no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), região sudoeste do município de São Paulo, numa unidade de conservação que abriga as nascentes do histórico riacho do Ipiranga. O primeiro reservatório recebe água do Lago das Garças, um sistema artificial eutrófico, onde já foram detectadas florações de cianobactérias potencialmente tóxicas e com problemas ecológicos, sanitários e estéticos. **Objetivo.** Analisar a variação sazonal da comunidade fitoplanctônica de três reservatórios rasos subsequentes a um lago hipereutrófico localizado no município de São Paulo/SP, visando avaliar a qualidade da água durante o sistema em série. **Material e Métodos.** As coletas foram realizadas trimensalmente durante o período de um ano (outubro/2005 a julho/2006), em uma estação de amostragem em cada um dos três reservatórios e a duas profundidades: superfície e fundo. Foram determinadas variáveis morfométricas (área superficial, perímetro, comprimento máximo e profundidade), climatológicas (temperatura do ar e precipitação), físicas e químicas (temperatura da água, transparência, zona eufótica, pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total e ortofosfato, nitrogênio total e amoniacal), biológicas (coliformes totais e termotolerantes, clorofila-a, feofitina, composição florística, densidade total, biovolume, estimativa do número de células e espécies descritoras) e aplicações de índices biológicos. Na análise qualitativa foi empregada a rede de malha de 20 µm e identificação em microscópio óptico binocular com câmara clara. Na análise quantitativa, foi utilizado a garrafa coletora e método de sedimentação em câmara de volume definido e contagem em microscópio invertido. A ordenação dos dados foi realizada por meio da análise de componentes principais (ACP) e análise de correspondência canônica

(ACC). **Resultados.** Como consequência da floração de cianobactérias registradas nos três reservatórios, foram identificados 125 táxons distribuídos em 12 classes. A classe com maior representatividade foi Chlorophyceae com 38,8%, seguida por Cyanobacteria (23,8%), Euglenophyceae (8,7%), Cryptophyceae (6,3%), Zygnemaphyceae (5,5%), Bacillariophyceae (4,7%) e 11,1% para as demais classes (Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae, Craspedomonadophyceae e Fragilariophyceae). Os táxons que apresentaram 100% de frequência foram: *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktothrix agardhii* (Cyanobacteria). As espécies descritoras que podem ser consideradas como bioindicadoras de poluição foram *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Chroococcus minutus*, que juntas contribuíram com 79,4% de toda densidade deste estudo. **Conclusões.** A comunidade fitoplanctônica respondeu sazonalmente às estações do ano, predominando a classe Cyanophyceae na primavera e a classe Chlorophyceae nas demais estações e não houve melhoria na qualidade da água durante a série.

Descritores: Reservatórios em série. Eutrofização. Florações de cianobactérias.

ABSTRACT

Dias-Lopes AG. **Phytoplankton community's study as bioindicator of pollution in three cascading reservoir system in Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), São Paulo, SP.** São Paulo (BR); 2007. [Master's Thesis – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo Brazil].

The three shallow cascading reservoir system are located in Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) Biological Reserve in the southern of São Paulo city where located headwater Ipiranga Stream. The first reservoir is linked to Lago das Garças, a shallow and eutrophic environment, where have become frequent blooms of Cyanobacteria that produce aggressive toxins which cause problems to environment and public health. **Objective.** This study aimed to analyze the sazonal variation of the phytoplankton community of three shallow cascading reservoir system subsequent of a eutrophic lake and avaliated the water quality. **Material and Methods.** Samples were collected quarterly during the period of one year (October/2005 to July/2006), in the deepest part of the each lake, in two depths. Morphometric variables (superficial area, perimeter, maximum length and depth), climatic variables (air temperature and precipitation), physical and chemical variables (water temperature, transparence of water, euphotic zone, pH, conductivity, turbidity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, nutrients), biological variables (total and fecal coliforms, chlorophyll-a, pheopigments, species composition, density, biovolume, cells number and descriptions species) were determined. Qualitative samples were collected at the surface using planktonic net (20 µm) and identificados using a binocular optic microscope. Quantitative samples were obtained by collecting bottle and counting in inverted microscope. Multivariate statistical analysis was applied to calculate the correlations between biological and environmental data. **Results.** The phytoplankton community was composed of 125 taxons distributed in 12 classes: Chlorophyceae (38,8%) was the main class regarding species richness and density, followed by the Cyanobacteria (23,8%), Euglenophyceae (8,7%), Cryptophyceae (6,3%), Zygnemaphyceae (5,5%),

Bacillariophyceae (4,7%) and 11,1% for others classes (Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae, Craspedomonadophyceae and Fragilariophyceae). Taxons that had appeared during all study are: *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktothrix agardhii* (Cyanobacteria). *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Chroococcus minutus* are descriptions species and they can be considered bioindicator of pollution because their density are elevated (79,4% of total density). **Conclusions.** The phytoplankton community as well as the environmental variables responded to the seasonality, predominance of Cyanophyceae in spring and Chlorophyceae in others stations. It didn't have improvement in the quality of the water during the serie.

Descriptors: Cascading reservoir system. Eutrophication. Cyanobacterial blooms.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Eutrofização e Saúde Pública.....	2
1.2	Fitoplâncton como bioindicador de poluição.....	5
1.3	Esgoto doméstico e o grupo coliforme	6
1.4	Revisão bibliográfica	7
2	OBJETIVOS	12
2.1	Objetivo geral	12
2.2	Objetivos específicos	12
3	MATERIAL E MÉTODOS	13
3.1	Caracterização da área de estudo	13
3.2	Periodicidade e amostragem	17
3.3	Variáveis analisadas.....	17
3.3.1	Variáveis morfométricas.....	17
3.3.2	Variáveis climatológicas.....	18
3.3.3	Variáveis físicas e químicas.....	18
3.3.4	Variáveis biológicas.....	20
3.3.5	Índices biológicos	23
3.4	Índice de estado trófico.....	25
3.5	Análise estatística	26
4	RESULTADOS	28
4.1	Variáveis morfométricas.....	28
4.2	Variáveis climatológicas.....	29
4.3	Variáveis físicas e químicas.....	32
4.4	Variáveis biológicas.....	46
4.5	Índices biológicos	62
4.6	Índice de estado trófico	75
4.7	Análise estatística	76
5	DISCUSSÃO	81
5.1	Variáveis morfométricas.....	81
5.2	Variáveis climatológicas.....	82

5.3 Variáveis físicas e químicas.....	83
5.4 Variáveis biológicas.....	90
5.5 Índices biológicos	96
5.6 Índice de estado trófico.....	99
6 CONCLUSÕES	101
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103
ANEXOS	
Anexo 1 – Aspectos gerais dos lagos amostrados	A1

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Lago das Garças, afluyente de 3 reservatórios rasos artificiais.....	16
Figura 2. Valores de profundidade (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo....	29
Figura 3. Valores de precipitação (mm) e temperatura média do ar (°C) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	31
Figura 4. Valores de temperatura do ar (°C) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	32
Figura 5. Valores de temperatura da água (°C) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	33
Figura 6. Valores de transparência e zona eufótica(m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	34
Figura 7. Valores de pH nos 3 Lagos durante o período de estudo.	36
Figura 8. Valores de condutividade (µS/cm) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	37
Figura 9. Valores de turbidez (UNT) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	38
Figura 10. Valores de oxigênio dissolvido (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	39
Figura 11. Valores de demanda bioquímica de oxigênio (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	41
Figura 12. Valores das concentrações de fósforo total (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	42
Figura 13. Valores das concentrações de ortofosfato (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	43
Figura 14. Valores das concentrações de nitrogênio total (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	45
Figura 15. Valores das concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	46
Figura 16. Valores de coliformes totais e termotolerantes (NMP org/100mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	47
Figura 17. Valores das concentrações de clorofila-a (µg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	49
Figura 18. Valores das concentrações de feofitina (µg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	50
Figura 19. Distribuição dos táxons (%) em função das classes nos 3 Lagos durante o período de estudo.	51
Figura 20. Distribuição dos grupos (%) nos 3 Lagos durante o período de estudo. ...	52

Figura 21. Densidade total (org/mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	53
Figura 22. Biovolume total (mm ³ /L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	54
Figura 23. Estimativa de células (cel/mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	55
Figura 24. Densidade total (org/mL), biovolume (mm ³ /L) e estimativa de células (cel/mL) pertencentes à classe Cyanobacteria no Lago 1 durante o período de estudo.	58
Figura 25. Densidade total (org/mL), biovolume (mm ³ /L) e estimativa de células (cel/mL) pertencentes à classe Cyanobacteria no Lago 2 durante o período de estudo.	60
Figura 26. Densidade total (org/mL), biovolume (mm ³ /L) e estimativa de células (cel/mL) pertencentes à classe Cyanobacteria no Lago 1 durante o período de estudo.	61
Figura 27. Riqueza total nos 3 Lagos durante o período de estudo.	63
Figura 28. Diversidade (bits/ind) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	64
Figura 29. Equitabilidade (E') nos 3 Lagos durante o período de estudo.	66
Figura 30. Dominância (DS') nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	67
Figura 31. Ordenação biplot, pela ACP, das unidades amostrais (estações) e das variáveis físicas e químicas analisadas.	78
Figura 32. Ordenação pela ACC das unidades amostrais, gerada a partir de nove variáveis ambientais e onze variáveis biológicas.	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação do estado trófico para reservatórios.....	26
Tabela 2. Valores de área superficial (m^2), perímetro (m) e comprimento máximo (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	28
Tabela 3. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da profundidade (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	29
Tabela 4. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da precipitação (mm) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	30
Tabela 5. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da temperatura do ar ($^{\circ}C$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	31
Tabela 6. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da temperatura da água ($^{\circ}C$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	33
Tabela 7. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da transparência (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	34
Tabela 8. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da zona eufótica (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	34
Tabela 9. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do pH nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	35
Tabela 10. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da condutividade ($\mu S/cm$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	37
Tabela 11. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da turbidez (UNT) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	38
Tabela 12. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do oxigênio dissolvido (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo..	39
Tabela 13. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da demanda bioquímica de oxigênio (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	40
Tabela 14. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do fósforo total (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	42
Tabela 15. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do ortofosfato (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	43
Tabela 16. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do nitrogênio total (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	44
Tabela 17. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do nitrogênio amoniacal (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	46
Tabela 18. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação dos coliformes totais e termotolerantes (NMP org/100mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	47

Tabela 19. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	48
Tabela 20. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da feofitina ($\mu\text{g/L}$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	50
Tabela 21. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da densidade total (org/mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	53
Tabela 22. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do biovolume (mm^3/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	54
Tabela 23. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da estimativa de células (cel/mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.	55
Tabela 24. Espécies descritoras da comunidade com base na porcentagem de contribuição em densidade.....	62
Tabela 25. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da riqueza nos 3 Lagos durante o período de estudo.	63
Tabela 26. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da diversidade (bits/ind) nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	64
Tabela 27. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da equitabilidade nos 3 Lagos durante o período de estudo.	65
Tabela 28. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da dominância (DS') nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	67
Tabela 29. Listagem geral dos táxons identificados, sua frequência de ocorrência e abundância nos 3 Lagos durante o período de estudo.	68
Tabela 30. Valores do Índice de estado trófico nos 3 Lagos durante o período de estudo.....	75
Tabela 31. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis físicas e químicas da água e os dois primeiros eixos da ordenação para o período de estudo ($N=24$).	77
Tabela 32. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as espécies descritoras da comunidade com base na densidade e os dois primeiros eixos da ordenação para o período de estudo ($N=24$).	79

1 INTRODUÇÃO

As águas continentais cobrem cerca de 2% da superfície terrestre, aproximadamente $2,5 \times 10^6 \text{ km}^2$, sendo que 0,009% de toda a água presente na biosfera está distribuída em lagos de água doce. No mundo, há 20 lagos muito profundos (mais de 400 m) normalmente de origem tectônica ou vulcânica (VON SPERLING 1999) responsáveis por armazenar uma porção significativa de água doce (WETZEL 2001).

Os lagos podem ter origem natural, devido a processos glaciários, fenômenos vulcânicos, tectônicos, etc, ou ainda ser construído pela intersecção de um rio, por barragem de terra ou de concreto (BRANCO 1986). Caracterizam-se, em geral, por uma maior estabilidade quanto as suas propriedades físicas. Os efeitos devidos à presença de correnteza são geralmente muito diminuídos, a sedimentação do lodo no fundo é maior, assim como também a superfície de evaporação (STRAŠKRABA e TUNDISI 2000).

No Brasil, ocorre a predominância de sistemas fluviais, sendo a atividade geológica a responsável pela formação da maioria dos lagos naturais brasileiros que são ecossistemas rasos, raramente com mais de 20 m (ESTEVES 1998). Os corpos d'água mais fundos são represas, nenhuma ultrapassando 200 m de profundidade máxima (VON SPERLING 1999).

Os lagos artificiais, também conhecidos por reservatórios ou açudes, são um estágio intermediário entre os ambientes lênticos e lóticos por apresentarem baixo tempo de residência da água (TUNDISI 1990; ESTEVES 1998). Foram criados para atender demandas da população humana provocando inúmeras alterações climáticas, geológicas e na biota terrestre e aquática (ESPÍNDOLA 2001). Essas modificações podem gerar conseqüências positivas como o fornecimento de água potável, produção de energia hidroelétrica, turismo, recreação, navegação, regulação de enchentes e trabalho para a população local. Algumas conseqüências negativas são o deslocamento da população humana, perda da biodiversidade, mudanças na composição química da água, perda de valores estéticos, culturais e históricos,

aumento dos vetores de doenças e problemas de saúde pública (TUNDISI 1999; STRAŠKRABA e TUNDISI 2000).

Os reservatórios em série ou cascata são construídos intersectando o único corpo rio em vários pontos. Normalmente ocorre a retenção de nutrientes e material em suspensão ao longo da série e conseqüente melhoria na qualidade das águas e sedimentos cascata abaixo, tendendo os primeiros a serem mais eutróficos e os últimos mais oligotróficos. No entanto, se houver novos focos de poluição, tempo de retenção muito curto, estado trófico elevado, além da saída d'água do hipolímnio, a qualidade ambiental pode piorar. A distância entre eles e como estão ligados influencia já que um curso d'água pode ser responsável por reaerar a água (TUNDISI et al. 1991, 1999; KIMMEL et al. 1990; STRAŠKRABA et al. 1993; BARBOSA et al. 1999; STRAŠKRABA e TUNDISI 2000).

1.1 Eutrofização e Saúde Pública

Qualidade ambiental de um ambiente aquático é definida como o conjunto das características físicas, químicas e biológicas presentes e depende do tipo de uso deste corpo d'água (STRAŠKRABA e TUNDISI 2000; CARVALHO 2003). Segundo WARREN (1971) poluição é qualquer prejuízo das propriedades da água para um de seus usos benéficos, reais ou potenciais, por alterações na qualidade da água causadas pelo homem.

A crescente urbanização, o aumento de despejos de efluentes domésticos e industriais sem nenhum tratamento prévio e a lixiviação de solos agrícolas pelas águas da chuva, além de influenciarem a saúde ambiental de um ecossistema também são os principais desencadeadores do processo de eutrofização antrópica que consiste no enriquecimento de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) em rios, lagos e reservatórios a partir de atividades humanas. Mesmo após o tratamento secundário do esgoto, o efluente despejado no corpo d'água contém elevadas concentrações de matéria orgânica (ESTEVES 1998; STRAŠKRABA e TUNDISI 2000).

Os problemas ecológicos, sanitários e estéticos que a eutrofização causa na qualidade da água cujo uso visa a harmonia paisagística são: aumento de nutrientes (fósforo e nitrogênio) que estimulam um rápido crescimento de populações de algas e/ou outros vegetais aquáticos, o que gera um desequilíbrio na cadeia trófica; odores desagradáveis, elevação da cor e problemas de turbidez, derivados do excesso de material em suspensão e dificultando a penetração de luz; proliferação de bactérias patogênicas que passam por um crescimento explosivo e possibilita a transmissão de doenças de veiculação hídrica; mortandade de peixes e de outros animais pela diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, pela produção de toxinas, ou então por asfixia, através do entupimento de suas brânquias por determinadas espécies de algas (BRANCO 1986; STRAŠKRABA e TUNDISI 2000; GENTIL 2000; CARMO et al. 2002; CARVALHO 2003).

As florações de fitoplâncton são um exemplo, caracterizado pelo intenso crescimento na superfície da água que impede a penetração de luz limitando a reprodução e a vida de outras espécies (BRANCO 1986; AZEVEDO 1998).

Diversas espécies de cianofíceas que formam florações produzem toxinas, conhecidas como cianotoxinas, que são liberadas para a água quando ocorre a lise ou morte celular. Estima-se que mais de 50% das proliferações de cianofíceas sejam tóxicas (AZEVEDO 1998). Embora as causas desta produção ainda não estejam devidamente esclarecidas, têm-se assumido que tais compostos possuem função protetora contra herbivoria (CARVALHO 2003).

SANT'ANNA e AZEVEDO (2000) relataram oito espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas encontradas em todo o Brasil: *Aphanocapsa incerta* (Lemm.) Cronb. & Kom. (= *Microcystis incerta* Lemm.), *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Lemm., *Microcystis wesenbergii* (Kom.) Kom., *Anabaena planctonica* Brunnth., *Anabaena spiroides* Klebs, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wol.) Seen. & Subba Raju, *Raphidiopsis mediterranea* Skuja e *Planktothrix agardhii* (Gom.) Kom. & Anagn. Segundo BOUVY et al. (2000), 90% dos 39 reservatórios localizados no nordeste do Brasil são hipereutróficos sendo que *Cylindrospermopsis raciborskii* representa mais de 80% da densidade total de fitoplâncton em 10 reservatórios e mais de 50% em 17 reservatórios. As toxinas liberadas por estas espécies podem

bioacumular em peixes que se tornam veículos freqüentes para outros animais que deles se alimentam, tais como aves aquáticas e mamíferos (BRANCO 1986; CARMO et al. 2002).

Não há registro de óbitos humanos pela ingestão de cianotoxinas, entretanto o caso da clínica de hemodiálise de Caruaru em 1996 ocorreu por via intravenosa (CHORUS e BARTRAM 1999). A taxa de mortalidade foi de 40,5% (51 óbitos por hepatite pós-exposição a toxinas de cianobactérias numa população de 126 inscritos no programa de hemodiálise). Os sintomas iniciais eram: cefaléia, tontura, distúrbios visuais, desorientação mental, convulsão, náuseas e vômitos. Com o passar do tempo, começaram a exibir um quadro de hepatite tóxica (MELO FILHO et al. 1999). As análises confirmaram a presença de microcistina e cilindrospermopsina no carvão ativado usado no sistema de purificação da água da clínica e de microcistina em amostras de fígado e sangue dos pacientes intoxicados (AZEVEDO 1996; CARMICHAEL et al. 1996; JOCHIMSEN et al. 1998; POURIA 1998). Além disso, as contagens das amostras do fitoplâncton do Reservatório Tabocas que abastecia a cidade demonstraram uma dominância de gêneros de cianobactérias comumente relacionados com a produção de cianotoxinas (MINISTÉRIO DA SAÚDE 2003).

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é causado por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, causando a morte entre poucas horas ou dias, em decorrência de hemorragia intra-hepática e choque hipovolêmico. As espécies já identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (AZEVEDO 1998; CHORUS e BARTRAM 1999).

As neurotoxinas possuem uma ação mais rápida sendo que a morte ocorre em minutos ou em horas, dependendo da dosagem e do consumo prévio de alimento contaminado. Os sinais clínicos mostram uma progressão de fasciculação muscular, decréscimo de movimentos, respiração abdominal exagerada, cianose, convulsão e morte. As espécies já identificadas como causadoras estão incluídas nos gêneros: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* e *Cylindrospermum* (AZEVEDO 1998; CHORUS e BARTRAM 1999).

1.2 Fitoplâncton como bioindicador de poluição

Bioindicadores são definidos como organismos ou comunidades de organismos que reagem a alterações ambientais com a modificação de suas funções vitais normais, mudanças no tamanho de sua população ou através da sua existência ou desaparecimento sob certas condições ambientais, permitindo assim conclusões a respeito de uma dada área (SCHUBERT 1991; ARNDT e SCHWEIZER 1991; KLUMPP 2001).

Segundo MASON (1991) não é recomendável o uso de uma única espécie como bioindicadora de qualidade da água, devido ao alto grau de variação temporal das condições físicas, químicas e biológicas da massa d'água e também espacial na direção horizontal e vertical, recomendando o uso de comunidade de organismos. Estes devem apresentar biologia conhecida e tolerâncias estreitas e específicas para os fatores ecológicos (JOHNSON et al. 1993).

Em estudos ecológico-sanitários, a comunidade fitoplanctônica é de importância fundamental como bioindicador (BEYRUTH 1996), já que se encontra em quase todas as águas doces e inclui espécies tolerantes e outras muito sensíveis a poluição (BRANCO 1986).

A presença de um número muito grande de organismos pertencentes a poucas espécies indica que o ambiente recebe uma carga poluente, a ocorrência de muitas espécies com poucos organismos cada uma, é característica de ambiente natural em equilíbrio (ODUM 1988). Porém a simples ocorrência de uma espécie resistente a poluição ou a ausência de espécies sensíveis não permite concluir se o corpo d'água estudado está poluído. Desta forma, a análise quantitativa dos grupos de algas torna-se importante, pois permite conhecer as espécies dominantes do meio e relacioná-las as condições que predominam (BRANCO 1986; LOBO et al. 2002).

Os fatores limitantes que alteram a taxa de crescimento do fitoplâncton são luminosidade, temperatura, pH, turbulência, nutrientes e predação por zooplâncton (ODUM 1988; STRAŠKRABA e TUNDISI 2000). As algas cianofíceas possuem uma vantagem competitiva sobre as outras classes de fitoplâncton, pois

mesmo com falta de nitrogênio no meio, podem desenvolver heterocitos para a produção deste composto (CHORUS e BARTRAM 1999). Todas as necessidades físicas podem situar-se bem dentro dos limites de tolerância de um organismo, mas o organismo pode ainda falhar devido às inter-relações biológicas (ODUM 1988).

Tais modificações da flora podem suprir deficiências dos métodos físicos, químicos e microbiológicos de determinações da poluição, já que estes não demonstram a presença de substâncias tóxicas e somente permitem um conhecimento instantâneo das condições da água no momento da coleta (BRANCO 1986). O conteúdo biológico, pelo contrário, permanecerá alterado e quando elementos tóxicos entram no sistema, pode-se verificar uma redução no crescimento de algas, refletindo estados não mais existentes no momento da verificação (STRAŠKRABA e TUNDISI 2000; LOBO et al. 2002).

A identificação das algas em nível de espécie é um dos maiores problemas na utilização de indicadores biológicos, sendo que estudos taxonômicos são cada vez mais necessários para dar subsídios a essa utilização (ROCHA 1992; SENNA e MAGRIM 1999). Além disso, embora traga informações muito úteis, o fitoplâncton pode ser arrastado de uma para outra zona, seja pela correnteza de um rio, seja pelos ventos na superfície de um lago (BRANCO 1986).

1.3 Esgoto doméstico e o grupo coliforme

As águas naturais que recebem despejo de esgoto doméstico sem tratamento são enriquecidas com matéria orgânica rica com um grande número de bactérias, principalmente o grupo coliformes. Este grupo se reproduz no intestino de animais homeotermos e por não serem capazes de sobreviver por muitos dias na água são utilizados como indicadores de contaminação fecal. Sua presença na água indica a ocorrência potencial de microrganismos intestinais patogênicos, tais como bactérias, protozoários e vermes que são um risco potencial para a saúde humana quando são eliminados por pessoas portadoras de doenças (BRANCO 1986; GENTIL 2000).

1.4 Revisão bibliográfica

Até o ano de 1990, foram publicados 68 trabalhos sobre criptógamos para o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), mas nenhum sob o enfoque monográfico (MILANEZ et al. 1990). Notou-se a necessidade de um estudo mais detalhado do parque devido ao aumento da urbanização e da conseqüente poluição. Para os três reservatórios em série, não foi publicado nenhum estudo, mas como a água provém do Lago das Garças, convém conhecer as pesquisas já realizadas neste reservatório e a sua comunidade fitoplanctônica para futuras discussões.

Nos últimos 15 anos, foram publicados 23 trabalhos taxonômicos, cada um abrangendo uma classe de algas. São eles: Chloromonadophyceae (BICUDO 1991), Cryptophyceae (CASTRO et al. 1991), Rhodophyceae (NECCHI JÚNIOR e BICUDO 1992), Charophyceae (PICELLI-VICENTIM e BICUDO 1993), Euglenophyceae (XAVIER 1994), Zygnemaphyceae (SORMUS e BICUDO 1994, 1997; BICUDO et al. 1997, 1998, 1999a; ARAÚJO e BICUDO 2006), Prasinophyceae (BICUDO 1995), Cyanophyceae (AZEVEDO et al. 1996), Bacillariophyceae (BICUDO et al. 1999b), Craspedomonadophyceae (BICUDO e BICUDO 2001), Chlorophyceae (BICUDO e SANTOS 2001; BICUDO e PEREIRA 2003, BICUDO 2004), Chrysophyceae (BICUDO et al. 2003), Eustigmatophyceae (BICUDO et al. 2004), Coscinodiscophyceae (MORANDI 2006), Xanthophyceae (BICUDO et al. 2006), Oedogoniophyceae (ELKIS e BICUDO 2006).

SANT'ANNA et al. (1989) realizaram o primeiro levantamento florístico juntamente com alguns parâmetros físicos e químicos da água. Realizou-se coletas mensais, em três estações, entre outubro/1982 e dezembro/1983. Foram registrados 178 táxons, distribuídos em 9 classes, sendo Chlorophyceae a classe que apresentou maior riqueza de espécie, com 52,8% dos táxons identificados.

TUCCI-MOURA (1996) estudou a comunidade fitoplanctônica em curto intervalo de tempo (de 3 em 3 dias), nas épocas de verão e inverno, em cinco profundidades totalizando oito coletas em cada período, relacionando com variáveis climatológicas, físicas, químicas e biológicas, além do emprego de índices ambientais. Foram registrados 177 táxons, distribuídos em 9 classes, sendo

Chlorophyceae a mais bem representada (47% dos táxons identificados). Para o período, não houve espécies dominantes.

RAMIREZ (1996) analisou a variação vertical e nictemeral de variáveis climatológicas, físicas, químicas e biológicas. Foram realizadas 4 amostragens nictemerais, 1 em cada estação do ano e a 5 profundidades. Dentre os descritores biológicos, destaca-se a estrutura da comunidade fitoplanctônica, biovolume, índice de valor de importância, amplitude e sobreposição do nicho. O ambiente é polimítico descontínuo e altamente influenciado pelo vento. Foram encontrados 152 táxons, distribuídos em 9 classes, sendo registrado bloom de *Microcystis aeruginosa* que foi considerada o dominante ecológico.

NOGUEIRA (1997) acompanhou a dinâmica da população de *Microcystis aeruginosa*, em coletas mensais entre fevereiro/1994 e março/1995 relacionando-a aos principais parâmetros climatológicos, físicos e químicos da água. Foi constatada a floração desta cianofícea no período de agosto a dezembro de 1994.

SANT'ANNA et al. (1997) fizeram uma análise quantitativa e qualitativa do fitoplâncton, juntamente com parâmetros físicos, químicos da água e índices biológicos. A coleta foi bimensal, entre maio/1991 e maio/1992. Foram identificados 165 táxons, sendo *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) dominante no final da primavera e início de verão. O lago das Garças foi classificado como eutrófico, segundo Índice de Carlson modificado.

BICUDO et al. (1999c) consolida informações disponíveis na literatura sobre a dinâmica das populações fitoplanctônicas no Lago das Garças. No verão e no outono nenhuma espécie estabeleceu uma população numerosa e persistente devido há grande disponibilidade de nutrientes. Na primavera, houve o domínio de *Microcystis*, favorecido por apresentar menor potencial de crescimento e maior capacidade competitiva.

BICUDO et al. (1999d) realizam uma síntese de estudos limnológicos desde 1994, buscando avaliar a ocorrência de padrões de flutuação temporal e espacial e analisar até que ponto a escala de observação influencia nas descrições de padrões. Baseou-se na análise de 18 variáveis abióticas, clorofila-a, três escalas de amostragens em cinco profundidades. O padrão das características limnológicas foi

determinado pela alternância do ciclo mistura/estabilidade térmica do lago e pela ocorrência das florações.

CARMO (2000) identificou as principais fontes de aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Foram realizadas coletas mensais de janeiro/1997 a junho/1998, em dez estações de coleta, em cinco profundidades. A eficiência de retenção do Lago das Garças foi de 61% para o fósforo total e 85% para o nitrogênio total e o classificou como eutrófico. Através de equação matemática baseada na carga anual de fósforo, tempo de residência e profundidade média, foi possível estimar as concentrações de fósforo no reservatório, além de fazer simulações na redução de cargas.

GENTIL (2000) avaliou a variação sazonal do fitoplâncton mensalmente entre janeiro/1997 e março/1998 e relacionou com as variáveis ambientais climatológicas e parâmetros físicos e químicos da água, além de DQO, DBO, coliformes, clorofila-a, densidade e índices biológicos. Foram encontrados 215 táxons, distribuídos em 9 classes, apresentando dominância de Cyanophyceae nos meses mais quentes. Sugere-se que as espécies dominantes possam ser utilizadas como indicadoras da qualidade ambiental.

TUCCI (2002) estudou a sucessão ecológica através da variação da estrutura da comunidade fitoplancônica semanalmente no período de um ano relacionando a dinâmica temporal com variáveis meteorológicas, físicas e químicas, além de biovolume, clorofila-a e índices biológicos. Foram identificados 201 táxons, distribuídos em 10 classes, sendo registrados 63 táxons como novas ocorrências para o ambiente e 5 espécies potencialmente tóxicas. A análise de correspondência canônica relacionou espécies descritoras com variáveis ambientais e mostrou que a maior variabilidade do sistema foi na primavera.

CROSSETTI (2002) induziu o empobrecimento de nutrientes em mesocosmos efetuando três diluições, cada uma com uma réplica, com parte da água do reservatório e parte proveniente de um tributário oligotrófico do lago. Foram realizadas 10 amostragens abióticas e nove biológicas, medindo variáveis físicas e químicas da água, além de discutir riqueza, diversidade, equitabilidade e taxa de modificação do fitoplâncton. O autor sugere que há um processo de decomposição,

além do confinamento e a diluição proporcionaram mudanças na composição florística e na densidade da comunidade fitoplanctônica nos três tratamentos, antes representada majoritariamente por indivíduos R- e S-estrategistas (*Planktothrix*, *Microcystis*) passou a apresentar indivíduos C-estrategistas (*Cryptomonas* spp., *Chlorococcales* em geral).

GIL-GIL (2004) comparou a produtividade primária do lago das Ninféias e do Lago das Garças, ambos situados no mesmo parque, no período de um ano (2000-2001) em 10 estações de amostras, analisando parâmetros físicos, químicos, clorofila-a total e fracionada. A autora concluiu que a entrada de nutrientes no Lago das Garças promoveu uma produção primária 100 vezes maior do que a do Lago das Ninféias, sendo que 77% da biomassa era constituída por algas nanoplanctônicas.

HONDA (2005) verificou a variabilidade e estabilidade morfológica de *Microcystis* spp. em cultura e natureza. Dez cepas pertencentes a três morfoespécies (*Microcystis aeruginosa*, *M. panniformis* e *M. wesenbergii*) foram submetidas à análise morfológica em condições controladas de cultivo. Não houve diferenças entre material em cultura e natureza quanto à forma da colônia, distribuição/densidade das células, espessura/textura do envelope mucilaginoso e diâmetro celular.

TUCCI et al. (2006) realizaram coletas superficiais durante o período de 1997 a 1999, além de reunir todas as demais publicações sobre o Lago das Garças. Foram identificados 265 táxons, distribuídos em 12 classes. Oitenta e oito táxons foram registrados como nova ocorrência, sendo 29 pertencentes à Chlorophyceae e 22 à Cyanophyceae. Chlorophyceae foi a classe que apresentou maior riqueza de espécies (121).

Dado a importância de estudos da comunidade fitoplanctônica como bioindicador de poluição, foram escolhidos os reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) que pertencem a uma unidade de conservação, que abriga as nascentes do Riacho do Ipiranga. O primeiro reservatório recebe água do Lago das Garças, um sistema artificial eutrófico onde já foram detectadas florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Possui sete tributários que contribuem para o elevado aporte de fósforo e nitrogênio e quatro entradas que recebem cargas de

esgoto não tratadas provindas de dejetos dos animais do Zoológico de São Paulo e adjacências. Vale lembrar que não foi realizado nenhum estudo ecológico ou sanitário relacionado à qualidade desta água. A hipótese é que a qualidade da água ao longo da cascata melhore significativamente e que a comunidade fitoplanctônica responda às variáveis em estudo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar a variação sazonal da comunidade fitoplanctônica de três reservatórios rasos subsequentes a um lago hipereutrófico localizado no município de São Paulo/SP, visando avaliar a qualidade da água durante o sistema em série.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar a influência das variáveis morfométricas, climatológicas, físicas e químicas sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica, num ciclo anual;
- Analisar a estrutura da comunidade através da identificação de espécies, densidades, dominância e frequência de ocorrência;
- Avaliar o grau de trofia dos três reservatórios;
- Pesquisar os organismos que podem ser considerados bioindicadores de poluição orgânica através da composição da comunidade, biomassa e índices biológicos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

- *Histórico:*

O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) foi criado em 1969, com limites marcados desde 1893, para abastecimento de água e proteção dos recursos hídricos da bacia do riacho Ipiranga. Em 1917 iniciaram-se as obras de represamento dos principais córregos do parque, dando origem a 5 lagos artificiais. No final da década de 1920, o seu uso para abastecimento foi encerrado devido ao baixo volume de água, ao aumento da urbanização no seu entorno, juntamente com a poluição, aliada com a construção de sistemas mais adequados para a região (BARBOSA et al. 2002; ROCHA e CAVALHEIRO 2001). Desde 1929, já haviam sido construídos dois grandes lagos, um dentro do atual Zoológico e o Lago das Garças, entre o Zoológico e o Jardim Botânico cujo objetivo visava formar um parque público na região (HOEHNE 1949). Em 1938, fundou-se oficialmente o Jardim Botânico de São Paulo com a finalidade de proporcionar uma área de recreação e de produzir e expor plantas ornamentais (HOEHNE et al. 1941).

No final da década de 1950, foi elaborado pelo paisagista Roberto Burle Marx um anteprojeto paisagístico para o Jardim Botânico, subdividindo-o em hortos temáticos (SÃO PAULO 1990). Esse anteprojeto já fazia parte do programa de trabalho da gestão do diretor do Instituto de Botânica em 1959 (FIDALGO 1972) e, posteriormente, passou a ser denominado de Plano Burle Marx que previa a implantação de vários hortos e jardins temáticos. Desse projeto, apenas os lagos contíguos, chamados posteriormente de Bambu I, Do meio e Bambu II, à Alameda Martius foram implantados, cuja obra foi iniciada em 1970 e concluída em 1972, quando o Jardim Botânico foi reaberto à visitação pública, suspensa durante a realização da obra (FIDALGO 1973).

Com o tempo, tornou-se local de interesse cultural, científico, recreativo e educativo (SÃO PAULO 1991). Quanto às atividades de educação ambiental, são

realizadas visitas monitoradas dirigidas aos visitantes, estudantes e público em geral, percorrendo o Jardim, o Museu Botânico e as estufas, além de serem elaboradas exposições e folhetos educativos sobre temas botânicos e ambientais (ROCHA e CAVALHEIRO 2001).

Na área do parque, localiza-se o Instituto de Botânica com o Jardim Botânico de São Paulo, a Fundação Zoológico (Jardim Zoológico e Zôo Safári), o Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, a Secretaria de Agricultura e Abastecimento, o hospital psiquiátrico da Água Funda, o Centro de Exposições Imigrantes, o 3º Batalhão de Polícia e a 97ª Delegacia de Polícia da Polícia Civil (BARBOSA et al. 2002; FERNANDES et al. 2002).

- *Localização:*

Os reservatórios em estudo situam-se no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) que se localiza na região sudoeste do município de São Paulo, divisa com o município de Diadema, região sudeste do Estado de São Paulo, entre os paralelos 23°38'08''S e 23°40'18''S e os meridianos 46°36'48''W e 46°38'00''W, apresentando área total de 526,38 hectares (FERNANDES et al. 2002).

- *Clima:*

Segundo a classificação internacional de Willhelm Köppen, o clima é do tipo Cwb (clima mesotérmico quente, temperado e chuvoso, com temperatura do mês mais frio abaixo de 18°C e acima de -3°C, inverno seco e apresenta mês mais quente abaixo de 22°C) (STRUFFALDI-DE-VUONO 1985). A temperatura média anual é 19,1°C, sendo que a máxima atingida foi de 35,4°C (out/1994) e a mínima de -0,4°C (jul/1990). Em relação à precipitação, o valor médio anual é de 1.539,9 mm, segundo FATTORI (2000), baseado em dados recentes de 25 anos.

- *Geomorfologia:*

Inserido na Província do Planalto Atlântico, Zona do Planalto Paulistano. Apresenta um relevo suavizado com vales, colinas pequenas e espigões locais (AB'SABER 1957; FERNANDES et al. 2002). Apresenta altitudes que variam entre 770 e 825 m (NASTRI et al. 1992). Os solos predominantes são do tipo Latossolo Vermelho Amarelo (STRUFFALDI-DE-VUONO 1985).

- *Hidrografia:*

O PEFI foi dividido em 3 sub-bacias hidrográficas principais onde se localizam as nascentes do histórico riacho Ipiranga cuja foz é o rio Tamanduateí, afluente do rio Tietê (BARBOSA et al. 2002). A sub-bacia das Garças é responsável por gerar as águas que serão represadas no Lago das Garças (Instituto de Botânica) e no lago do Zoológico, além de ter importância paisagística, ser criadouro de peixes e participar da rota migratória de algumas espécies de aves (FERNANDES et al. 2002). Suas águas abastecem o primeiro reservatório deste estudo, que está interligado por meio de tubos ao segundo reservatório e este ao terceiro (Figura 1, Anexo 1). O parque é responsável pelo controle das cheias, possibilitando a infiltração de grande volume das águas de rios que deságuam na bacia do riacho Ipiranga (BARBOSA et al. 2002).

Os três ambientes são localmente chamados Lagos, mas podem ser classificados como reservatórios, pois atendem a praticamente todas as características definidas por WETZEL (1990) e STRAŠKRABA (1996), exceto pelo volume reduzido ($< 10^6 \text{ m}^3$). Devido ao seu uso local, será mantida a denominação lago para cada um.

Figura 1. Lago das Garças, afluente de 3 reservatórios rasos artificiais. *Fonte:* GOOGLE EARTH (2007).

- *Vegetação:*

A vegetação do PEFI classifica-se como floresta ombrófila densa (NASTRI et al. 1992) e constitui um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica (STRUFFALDI-DE-VUONO 1985). Ao redor dos reservatórios predomina o estrato herbáceo – principalmente gramíneas – característico de áreas abertas e ajardinadas (PIVELLO e PECCININI 2002).

- *Degradação ambiental:*

O seu entorno é densamente urbanizado e a algumas atividades humanas deterioram a qualidade ambiental, tais como: deposição de lixo doméstico em áreas florestadas (carcaças de carros, pneus, embalagens, colchões de espuma, etc) que afetam tanto a estética, como potencializa o desenvolvimento de vetores de doenças; recebe 7 entradas de esgoto, sendo quatro não tratadas e lançadas nas nascentes e

corpos d'água que formam o riacho Ipiranga; assoreamento que afeta a estrutura das comunidades aquáticas que lá residem; ocupação irregular ocasiona o desmatamento da Mata Atlântica e os moradores submetem-se a condições precárias de moradia, higiene e saneamento (REIS 2002).

3.2 Periodicidade e amostragem

Foram estudados três reservatórios em série denominados Bambu II (Lago 1), “do meio” (Lago 2) e Bambu I (Lago 3) sendo que o Lago 1 recebe diretamente a água provinda do Lago das Garças. As amostras foram coletadas a superfície e fundo com o auxílio de garrafa coletora, na região mais profunda.

A coleta iniciou-se por volta das 09:30h até às 11:30h durante o período de um ano, abrangendo as quatro estações climáticas (primavera = 17/10/2005; verão = 13/02/2006; outono = 24/04/2006; inverno = 03/07/2006).

3.3 Variáveis analisadas

3.3.1 Variáveis morfométricas

- *Área superficial* (m^2), *perímetro* (m) e *comprimento máximo* (m):

As áreas e distâncias foram medidas usando o software AutoCAD 2004, tendo como base e referência as cartas fornecidas pela EMPLASA (1993, 1996).

- *Profundidade* (m):

Corda de poliuretano com marcação a cada 50 cm.

3.3.2 Variáveis climatológicas

- *Precipitação (mm):*

Dados obtidos do Banco de Dados Virtual do Centro Integrado de Informações agrometeorológicas (CIIAGRO), através de consulta no site <http://ciiagro.iac.sp.gov.br/>.

- *Temperatura do ar (°C):*

Termômetro de mercúrio graduado em décimo de grau centígrado, na sombra.

3.3.3 Variáveis físicas e químicas

As análises físicas e químicas foram determinadas pelos métodos descritos no APHA et al. (1998) e realizadas no Laboratório de Análises Físicas e Químicas e no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP.

- *Temperatura da água (°C):*

Termômetro de mercúrio graduado em décimo de grau centígrado.

- *Transparência (m):*

Disco de Secchi de 30 cm de diâmetro.

- *Zona eufótica (m):*

Os valores foram calculados a partir dos valores de transparência multiplicados por 3 (COLE 1975; ISHII 1987).

- *Potencial hidrogeniônico:*

Medidor de pH marca WTW pH 3151, por meio de método potenciométrico, composto por sonda de medida – WTW pH Sentix 20.

- *Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$):*

Condutímetro marca COM 5 Meter-LaMotte, através de método eletrométrico.

- *Turbidez (UNT):*

Turbidímetro marca Hach modelo 2100 A, através de método nefelométrico.

- *Oxigênio dissolvido (mg/L):*

Método titulométrico de Winkler modificado pela azida sódica, segundo GOLTERMAN et al. (1978).

- *Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L):*

Método titulométrico de Winkler modificado pela azida sódica, segundo GOLTERMAN et al. (1978), com diluição, através da diferença entre as concentrações de oxigênio dissolvido após 5 dias de incubação em estufa a uma temperatura de 20°C.

- *Fósforo total (mg/L):*

Método espectrofotométrico da reação com molibdato de amônio e ácido ascórbico, com digestão prévia da amostra. Leitura foi realizada em espectrofotômetro a 880 nm em cubeta de 1,0 cm de caminho óptico, segundo STRICKLAND e PARSONS (1965).

- *Ortofosfato* (mg/L):

Método espectrofotométrico da reação com molibdato de amônio e ácido ascórbico, sem digestão prévia da amostra. Leitura foi realizada em espectrofotômetro a 880 nm em cubeta de 1,0 cm de caminho óptico, segundo STRICKLAND e PARSONS (1965).

- *Nitrogênio total* (mg/L):

Método Kjeldahl. Digestão química com sulfato de sódio em ácido sulfúrico, seguida por uma alcalinização por hidróxido de sódio, e destilação recolhida em ácido bórico. Adicionar reagente de nessler, a leitura foi realizada em espectrofotômetro a 420 nm em cubeta de 1,0 cm de caminho óptico.

- *Nitrogênio amoniacal* (mg/L):

Método da nesslerização com destilação prévia. A amostra foi tamponada em pH 9,5, destilada e recolhida em ácido bórico. Adicionar reagente de nessler, a leitura foi realizada em espectrofotômetro a 420 nm em cubeta de 1,0 cm de caminho óptico.

3.3.4 Variáveis biológicas

As análises biológicas foram realizadas na Seção de Ficologia do Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, com exceção da extração de clorofila-a, feofitina e da colimetria que foram realizadas nos laboratórios da Faculdade de Saúde Pública da USP.

As variáveis biológicas estudadas e o método utilizado são:

- *Coliformes totais e Termotolerantes* (NMP org/100 mL):

A Determinação do número de organismos pertencentes ao grupo coliformes foi calculada a partir de combinação de dados positivos e negativos resultantes do Método dos Tubos Múltiplos com o emprego da série de três tubos de acordo com o preconizado pelo APHA et al. (1998). Para o teste presuntivo, que separa os organismos fermentadores de lactose, utilizou-se o caldo lactosado, no teste confirmativo para os coliformes totais, usou-se o caldo verde brilhante bile e no teste de diferenciação dos coliformes termotolerantes, foi utilizado o caldo E.C.

- *Clorofila-a e feofitina* (µg/L):

Extração da clorofila-a com acetona 90%. Filtração a vácuo, maceração, centrifugação, protegidas do contato com a luz e leitura em espectrofotômetro a 665 e 750 nm, antes e depois de acidificar, segundo RICHARDS e THOMPSON (1952) modificado por CREITZ e RICHARDS (1955). Os valores foram calculados segundo LORENZEN (1967).

- *Composição florística*:

A coleta foi realizada com o auxílio de uma rede de malha de plâncton com abertura de 20 µm. Armazenou-se o volume de 100 mL em frascos de vidro e preservados com formol a 4% na proporção de 1:1. Também foi coletado um volume correspondente a 2/3 do frasco para análise da comunidade viva a fim de observar características de mobilidade, mantida a baixa luminosidade e em baixas temperaturas. A análise foi realizada em microscópio óptico binocular (Zeiss Axioskop 2), com câmara clara acoplada, entre lâmina e lamínula. Serão preparadas 5 lâminas, no mínimo, e quantas mais forem necessárias até cessar o surgimento de novas espécies para esta amostra. Na identificação, foram adotados os seguintes sistemas de classificação: ROUND (1971) para Chlorophyceae e Zygnemaphyceae; ROUND et al. (1990) para Bacillariophyta; STARMACH (1985) para Chrysophyceae; KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS (1989, 2005) e ANAGNOSTIDIS e KOMÁREK (1988) para Cyanobacteria; BOURRELLY (1981, 1985) para as demais classes.

- *Densidade total* (org/mL):

A coleta foi realizada com o auxílio de garrafa coletora e a amostra preservada com lugol acético.

A contagem de fitoplâncton foi realizada segundo o método de UTERMÖHL (1958) que consiste na sedimentação em câmara de volume pré-definido e contagem de células, cenóbios ou filamentos através de microscópio invertido (marca Zeiss Axiovert 25) em aumento de 400 vezes. O tempo de sedimentação das amostras é de três horas para cada centímetro de altura da câmara (LUND et al. 1958). A câmara de sedimentação que foi utilizada é a de 2 mL.

Foram seguidos transectos verticais e contados todos os indivíduos encontrados no campo, incluindo aqueles parcialmente visualizados. Por este motivo, irá ser adotado pular um campo entre uma contagem e outra, evitando contar duas vezes o mesmo organismo.

O número mínimo de campos contados por câmara de sedimentação seguirá dois critérios: a) estabilização do gráfico de riqueza da amostra, obtido a partir de novas espécies adicionadas pela contagem de campos e b) contagem de 100 indivíduos da espécie mais comum (TUCCI 2002) e no caso de “bloom”, contagem de 100 indivíduos da segunda espécie mais comum.

Considerou-se como indivíduo cada célula, colônia, cenóbio ou filamento. A densidade da comunidade fitoplanctônica foi calculada segundo a fórmula descrita em WEBER (1973).

$$\frac{\text{Organismos}}{\text{mL}} = \frac{n}{s \cdot c} \cdot \frac{1}{h} \cdot F$$

onde: n = número de indivíduos contados;

s = área do campo em mm² no aumento de 400x;

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação em mm;

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

- *Biovolume* (mm^3/L):

Cálculo do volume médio de cada célula baseando-se em formas geométricas que mais se assemelham ao organismo, segundo EDLER (1979), WETZEL e LIKENS (1991), TORGAN et al. (1998) e HILLEBRAND et al. (1999). Foi estimado multiplicando o volume encontrado pela densidade de cada espécie, realizado apenas para a classe Cyanobacteria. O valor obtido em $\mu\text{m}^3/\text{mL}$ foi transformado para mm^3/L dividindo-se esse valor por 10^6 .

- *Estimativa de células* (cel/mL):

Cálculo do número médio de células de cada indivíduo da classe Cyanobacteria. Foi estimado multiplicando o número de células encontradas pela densidade de cada espécie.

- *Espécies descritoras*:

O critério utilizado para definir espécies descritoras do sistema foi estabelecido de acordo com as características na comunidade encontrada. Assim, foram considerados um nível de corte de 0,5% da densidade total da comunidade fitoplanctônica para todo o período em estudo. Este nível de corte consegue selecionar espécies que contribuíram com 70% ou mais para a biomassa total, de acordo com SOMMER et al. (1993). Os táxons selecionados foram utilizados nas análises multivariadas.

3.3.5 Índices biológicos

- *Riqueza* (R) (n° ind): Número total de táxons encontrados por amostra.

- *Índice de diversidade (H')* (bits/ind): SHANNON e WEAVER (1963).

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i$$

onde: H' = índice de diversidade;

$$p_i = n_i/n$$

n_i = número total de indivíduos de cada táxon na amostra;

n = número total de indivíduos na amostra.

- *Índice de equitabilidade (E')*: LLOYD e GHELARDI (1964).

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

onde: E' = índice de equitabilidade;

S = número de táxons na amostra.

- *Índice de dominância (DS')*: SIMPSON (1949).

$$DS' = \frac{\sum n_i (n_i - 1)}{n (n - 1)}$$

onde: DS' = índice de dominância;

n_i = número total de indivíduos de cada táxon na amostra;

n = número total de indivíduos na amostra.

- *Frequência de ocorrência (F) (%)*: LOBO e LEIGHTON (1986).

$$F = \frac{P_a}{P} \cdot 100$$

onde: F = frequência de ocorrência;

P_a = número de amostras em que a espécie “a” está presente;

P = número total de amostras analisadas.

Sendo classificadas como:

- Espécies Constantes: $F > 50\%$
- Espécies Comuns: $20\% < F < 50\%$
- Espécies Raras: $F < 20\%$

- *Espécies dominantes e abundantes:*

Segundo LOBO e LEIGHTON (1986) espécies cuja densidade é superior ao valor da densidade média, em função do número total de indivíduos das espécies presentes na amostra são consideradas abundantes e espécies cuja densidade é superior a 50% do número total de indivíduos presentes na amostra são consideradas dominantes.

3.4 Índice de estado trófico

O Índice de estado trófico (IET) foi calculado segundo Carlson modificado por LAMPARELLI (2004), cujas equações estão descritas abaixo:

$$\text{IET (PT)} = 10 \{ 6 - [1,77 - 0,42 (\ln \text{PT}) / \ln 2] \}$$

$$\text{IET (CL)} = 10 \{ 6 - [(0,92 - 0,34 (\ln \text{CL})) / \ln 2] \}$$

onde: CL = concentração de clorofila-a, medida à superfície, em $\mu\text{g/L}$;

PT = concentração de fósforo total, medida à superfície, em $\mu\text{g/L}$;

ln = logaritmo natural.

Quando ambas variáveis estiverem disponíveis, o resultado é a média aritmética dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila-a, segundo a equação abaixo:

$$IET = \frac{[IET (PT) + IET (CL)]}{2}$$

Caso não for possível a análise de uma das variáveis, o índice é calculado com o parâmetro disponível e considerando equivalente ao outro, devendo informar que apenas um dos parâmetros foi utilizado (CETESB 2007).

A classificação dos corpos d'água de acordo com os diferentes graus de trofia encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação do estado trófico para reservatórios.

Estado trófico	Critério	Secchi (m)	P-total (mg.m ⁻³)	Clorofila a (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,77$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,77 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipeutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$233 < P$	$69,05 < CL$

Fonte: CETESB (2007).

3.5 Análise estatística

Os resultados foram primeiramente analisados através da estatística descritiva, utilizando média aritmética como medida de tendência central, desvio padrão como medida do grau de dispersão absoluta dos dados e coeficiente de variação de Pearson como medida de dispersão relativa.

A avaliação conjunta dos resultados foi analisada através da análise estatística multivariada realizada pelo programa PC-ORD versão 3.1 para Windows (McCune e MEFFORD 1997).

A Análise de Componentes Principais (ACP) (GOODALL 1954 *apud* VALENTIN 2000) foi realizada para ordenar as variáveis ambientais em relação às

estações do ano. Utilizou-se matriz de covariância, com transformação dos dados pela amplitude de variação “ranging” ($[(x-x_{\min}) / (X_{\max}-X_{\min})]$) através do programa FITOPAC (SHEPHERD 1996).

Foram consideradas as variáveis com correlação significativa aquelas que apresentaram $r > 0,5$ com os eixos 1 e 2 da ordenação.

A Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi realizada para ordenar as variáveis biológicas (espécies descritoras) em relação às variáveis físicas e químicas previamente selecionadas a partir da Análise de Componentes Principais. Utilizou-se matriz de covariância, com transformação das variáveis biológicas pelo $[\log (x+1)]$ e variação “ranging” ($[(x-x_{\min}) / (X_{\max}-X_{\min})]$) para as variáveis físicas e químicas.

4 RESULTADOS

4.1 Variáveis morfométricas

- *Área superficial, perímetro e comprimento máximo:*

Durante o período de estudo, pode-se observar que o Lago 1 apresenta os menores valores para todas as variáveis morfométricas estudadas, seguido pelo Lago 2 e posteriormente o Lago 3 (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de área superficial (m²), perímetro (m) e comprimento máximo (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Área superficial (m ²)	Perímetro (m)	Comprimento máximo (m)
Lago 1	5.885	292,76	105,63
Lago 2	7.287	373,13	127,68
Lago 3	8.380	522,83	140,30

A ligação entre os Lagos 1 e 2 é aberta, formando uma cascata, medindo 24,75 m. Entre o Lago 2 e 3, esta ligação é fechada e mede 26,32 m. Ambas tomadas de saídas de água são superficiais (Anexo 1).

- *Profundidade:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 2,30 m (inverno, Lago 2) e o valor mínimo registrado foi 1,20 m (outono, Lagos 2 e 3) (Figura 2, Tabela 3).

Tabela 3. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da profundidade (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	1,8	1,7	1,3	1,8
Máx.	1,8	1,8	1,5	2,3
Mín.	1,7	1,5	1,2	1,5
Desvio Padrão	0,0	0,1	0,2	0,5
Coef. Var. (%)	2,9	8,0	13,3	26,1

Figura 2. Valores de profundidade (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

4.2 Variáveis climatológicas

- Precipitação:

Os valores de precipitação e temperatura média do ar para o município de São Paulo/SP obtidos nos meses onde houve coleta estão descritos na Figura 3 e na Tabela 4.

Na primavera, os valores de precipitação da semana que antecedeu a coleta foram 0,3 mm, 7,9 mm e 36, 2 mm no dia da coleta. A temperatura média registrada para o período foi 21°C.

No verão, os valores de precipitação da semana que antecedeu a coleta foram 19,0 mm, 100,1 mm e 3,2 mm no dia da coleta. A temperatura média registrada para o período foi 23,7°C.

No outono, os valores de precipitação da semana que antecedeu a coleta foram 9,2 mm, 0,0 mm e 1,6 mm no dia da coleta. A temperatura média registrada para o período foi 23,1°C.

No inverno, os valores de precipitação da semana que antecedeu a coleta foram 0,0 mm, 13,8 mm e 1,0 mm no dia da coleta. A temperatura média registrada para o período foi 17,3°C.

Tabela 4. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da precipitação (mm) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	18,3	17,8	6,3	6,1
Máx.	48,6	100,1	39,9	38,6
Mín.	0,0	0,0	0,0	0,0
Desvio Padrão	19,9	33,9	13,9	13,5
Coef. Var. (%)	108,8	191,1	219,8	220,3

Figura 3. Valores de precipitação (mm) e temperatura média do ar (°C) nos 3 Lagos durante o período de estudo segundo Banco de Dados Virtual do CIIAGRO (◊ = coleta na Primavera; ● = coleta no Verão; ◻ = coleta no Outono; ■ = coleta no Inverno).

- *Temperatura do ar:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 29°C (primavera, Lago 1) e o valor mínimo registrado foi 17°C (inverno, Lago 3) (Figura 4, Tabela 5).

Nota-se que não houve uma sazonalidade, já que a média de temperatura no outono (26°C) e na primavera (28°C) foi maior do que no verão (21°C).

Tabela 5. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da temperatura do ar (°C) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	28	21	26	18
Máx.	29	21	28	18
Mín.	27	21	25	17
Desvio Padrão	1,2	0,0	1,5	0,6
Coef. Var. (%)	4,2	0,0	5,8	3,3

Figura 4. Valores de temperatura do ar (°C) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

4.3 Variáveis físicas e químicas

- Temperatura da água:

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 25°C (outono, superfície, Lago 1) e o valor mínimo registrado foi 16°C (inverno, fundo, Lago 3) (Figura 5, Tabela 6).

Na primavera, a temperatura da água variou entre 23°C nos Lago 2 e Lago 3 (fundo) a 24°C no Lago 3 (superfície). No verão, a temperatura da água permaneceu constante em 22°C para todos os Lagos. No outono, a temperatura da água variou entre 23°C no fundo do Lago 2 e 3 a 25°C no Lago 1 (superfície). No inverno, a temperatura do ar variou entre 16°C no Lago 3 (fundo) a 17°C nos Lagos 1 e 2.

Houve oscilação vertical de, no máximo, 1°C em todas as estações, sendo que no verão a temperatura da água permaneceu constante em todos os Lagos

estudados. Nota-se que essa variável não seguiu o padrão de sazonalidade, já que a média de temperatura no outono (25°C) e na primavera (27°C) foi maior do que no verão (21°C).

Tabela 6. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da temperatura da água (°C) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	23,4	22,0	23,8	16,8
Máx.	24,0	22,0	25,0	17,0
Mín.	23,0	22,0	23,0	16,0
Desvio Padrão	0,5	0,0	0,8	0,4
Coef. Var. (%)	2,1	0,0	3,2	2,5

Figura 5. Valores de temperatura da água (°C) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Transparência e Zona Eufótica:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 0,50 m para transparência e 1,50 m para zona eufótica (verão, Lago 2). O valor mínimo registrado

foi 0,10 m para a transparência e 0,30 m para zona eufótica (primavera, Lagos 1, 2 e 3) (Figura 6, Tabelas 7 e 8).

Tabela 7. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da transparência (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,1	0,4	0,2	0,3
Máx.	0,1	0,5	0,2	0,4
Mín.	0,1	0,4	0,2	0,3
Desvio Padrão	0,0	0,1	0,0	0,1
Coef. Var. (%)	0,0	18,3	0,0	17,3

Tabela 8. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da zona eufótica (m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,3	1,3	0,6	1,0
Máx.	0,3	1,5	0,6	1,2
Mín.	0,3	1,1	0,6	0,9
Desvio Padrão	0,0	0,2	0,0	0,2
Coef. Var. (%)	0,0	18,3	0,0	17,3

Figura 6. Valores de transparência e zona eufótica(m) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Potencial hidrogeniônico:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 9,2 (outono, superfície, Lago 3) e o valor mínimo registrado foi 4,7 (primavera, fundo, Lago 1) (Figura 7, Tabela 9).

Na primavera, o pH variou entre 6,8 no Lago 1 (fundo) a 9,1 no Lago 2 (superfície). No verão, o pH variou entre 4,7 no Lago 1 (fundo) a 6,5 no Lago 3 (fundo). No outono, o pH variou entre 7,7 no Lago 1 (superfície) a 9,2 no Lago 3 (superfície). No inverno, o pH variou entre 6,2 no Lago 1 (superfície) a 8,7 no Lago 3 (superfície).

O Lago 1 possui os valores mais baixos de pH para todas as estações e os valores mais altos pertencem ao Lago 3, exceto durante o verão.

Tabela 9. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do pH nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	8,1	5,9	8,7	7,7
Máx.	9,1	6,5	9,2	8,7
Mín.	6,8	4,7	7,7	6,2
Desvio Padrão	1,0	0,9	0,6	1,0
Coef. Var. (%)	11,9	15,4	6,7	13,0

Figura 7. Valores de pH nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Condutividade:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 326 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (inverno, fundo, Lago 2 e superfície Lago 3) e o valor mínimo registrado foi 167 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (outono, superfície, Lago 3) (Figura 8, Tabela 10).

Na primavera, a condutividade variou entre 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago 3 (superfície) a 242 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago 1 (fundo). No verão, a condutividade variou entre 168 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago 1 (superfície) a 175 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago 2 (fundo). No outono, a condutividade variou entre 167 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago 3 (superfície) a 174 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago 1 (superfície). No inverno, a condutividade variou entre 264 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago 2 (superfície) a 326 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago 2 (fundo) e Lago 3 (superfície).

Tabela 10. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	235	172	171	300
Máx.	242	175	174	326
Mín.	230	168	167	264
Desvio Padrão	4,3	2,5	2,6	26,4
Coef. Var. (%)	1,8	1,5	1,5	8,8

Figura 8. Valores de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Turbidez:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 79 UNT (primavera, superfície, Lago 3) e o valor mínimo registrado foi 23 UNT (verão, superfície, Lago 1) (Figura 9, Tabela 11).

Na primavera, a turbidez variou entre 55 UNT no Lago 1 (fundo) a 79 UNT no Lago 3 (superfície). No verão, a turbidez variou entre 23 UNT no Lago 1 (superfície) a 29 UNT no Lago 3 (fundo). No outono, a turbidez variou entre 28 UNT no Lago 2 (fundo) a 50 UNT no Lago 3 (fundo). No inverno, a turbidez variou entre 34 UNT no Lago 1 (superfície) a 55 UNT no Lago 3 (superfície).

Tabela 11. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da turbidez (UNT) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	64	26	41	40
Máx.	79	29	50	55
Mín.	55	23	28	34
Desvio Padrão	8,9	2,1	8,1	8,5
Coef. Var. (%)	14,0	8,1	20,0	21,3

Figura 9. Valores de turbidez (UNT) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Oxigênio dissolvido:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 12,8 mg/L (primavera, superfície, Lago 3) e o valor mínimo registrado foi 2,4 mg/L (verão, fundo, Lago 1) (Figura 10, Tabela 12).

Na primavera, o oxigênio dissolvido variou entre 4,2 mg/L no Lago 1 (fundo) a 12,8 mg/L no Lago 3 (superfície). No verão, o oxigênio dissolvido variou entre 2,4 mg/L no Lago 1 (fundo) a 4,8 mg/L no Lago 3 (fundo). No outono, o oxigênio dissolvido variou entre 3,2 mg/L no Lago 3 (fundo) a 7,2 mg/L no Lago 2

(superfície). No inverno, o oxigênio dissolvido variou entre 5,5 mg/L no Lago 1 (fundo) a 8,1 mg/L no Lago 3 (superfície).

Em todas as estações, os valores de oxigênio são mais altos na superfície (exceto no verão do Lago 3) e os valores de oxigênio mais baixos estão no fundo. Nota-se também que as concentrações mais altas de oxigênio foram encontradas na primavera, houve um decréscimo brusco para o verão e os valores subiram gradativamente no outono (exceto Lago 3, cujos valores diminuiram) e inverno.

Tabela 12. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do oxigênio dissolvido (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	8,1	3,9	5,4	7,0
Máx.	12,8	4,8	7,2	8,1
Mín.	4,2	2,4	3,2	5,5
Desvio Padrão	4,0	0,9	1,8	1,0
Coef. Var. (%)	49,3	24,0	33,0	14,2

Figura 10. Valores de oxigênio dissolvido (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Demanda bioquímica de oxigênio:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado para a DBO foi 26,4 mg/L (inverno, fundo, Lago 1) e o valor mínimo registrado foi 3,2 mg/L (verão, superfície, Lago 3). Para a DBO filtrada, o valor máximo registrado foi 7,2 mg/L (inverno, superfície, Lago 1) e o valor mínimo registrado foi 1,0 mg/L (outono, superfície, Lago 3) (Figura 11, Tabela 13).

Quanto a DBO da primavera, expõe-se que não foi possível realizar as análises devido a limitações laboratoriais para a execução desta atividade. No outono, a amostra foi diluída numa concentração que não permitiu leitura pelo método escolhido, restando apenas a DBO filtrada para o período.

No verão, a DBO variou entre 3,2 mg/L no Lago 3 (superfície) a 7,2 mg/L no Lago 3 (fundo). No inverno, a DBO variou entre 7,7 mg/L no Lago 3 (fundo) a 26,4 mg/L no Lago 1 (fundo).

No verão, a DBO filtrada variou entre 1,6 mg/L no Lago 2 (superfície) a 6,9 mg/L no Lago 3 (fundo). No outono, a DBO filtrada variou entre 1,0 mg/L no Lago 3 (superfície) a 3,3 mg/L no Lago 1 (superfície). No inverno, a DBO filtrada variou entre 3,6 mg/L no Lago 1 (fundo) a 7,2 mg/L no Lago 1 (superfície).

Tabela 13. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da demanda bioquímica de oxigênio (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	Primav	Prim.Filtr	Verão	Ver.Filtr	Outono	Out.Filtr	Inverno	Inv.Filtr
Média	-	-	5,1	2,6	-	2,0	14,6	4,6
Máx.	-	-	7,2	6,9	-	3,3	26,4	7,2
Mín.	-	-	3,2	1,6	-	1,0	7,7	3,6
Desvio Padrão	-	-	1,3	2,1	-	1,0	6,8	1,3
Coef. Var. (%)	-	-	25,5	79,8	-	48,2	46,6	28,9

Figura 11. Valores de demanda bioquímica de oxigênio (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Fósforo Total:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 0,550 mg/L (verão, fundo, Lago 2) e o valor mínimo registrado foi 0,003 mg/L (primavera, fundo, Lago 3) (Figura 12, Tabela 14).

Na primavera, o fósforo total variou entre 0,003 mg/L no Lago 3 (fundo) a 0,020 mg/L no Lago 3 (superfície). No verão, o fósforo total variou entre 0,078 mg/L no Lago 3 (fundo) a 0,550 mg/L no Lago 2 (fundo). No outono, o fósforo total variou entre 0,221 mg/L no Lago 2 (superfície) a 0,450 mg/L no Lago 1 (fundo). No inverno, o fósforo total variou entre 0,082 mg/L no Lago 2 (superfície) a 0,230 mg/L no Lago 3.

Tabela 14. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do fósforo total (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,013	0,249	0,287	0,157
Máx.	0,020	0,550	0,450	0,230
Mín.	0,003	0,078	0,221	0,082
Desvio Padrão	0,006	0,223	0,087	0,066
Coef. Var. (%)	43,1	89,5	30,3	42,3

Figura 12. Valores das concentrações de fósforo total (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Ortofosfato:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 0,087 mg/L (outono e inverno, superfície, Lago 3) e o valor mínimo registrado foi <0,001 mg/L (outono, fundo, Lago 1 e 2 / inverno, superfície, Lago 1) (Figura 13, Tabela 15).

Na primavera, o ortofosfato variou entre 0,009 mg/L no Lago 2 (superfície) a 0,023 mg/L no Lago 2 (fundo). No verão, o ortofosfato variou entre 0,031 mg/L no Lago 1 (superfície) a 0,041 mg/L no Lago 2 (superfície). No outono, o ortofosfato variou entre <0,001 mg/L no fundo dos Lagos 1 e 2 a 0,087 mg/L no

Lago 3 (superfície). No inverno, o ortofosfato variou entre $<0,001$ mg/L no Lago 1 (superfície) a 0,087 mg/L no Lago 3 (superfície).

Nota-se que os valores para ortofosfato na primavera, no Lago 1 (superfície e fundo), Lago 2 (fundo) e Lago 3 (fundo) são maiores do que os do fósforo total.

Tabela 15. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do ortofosfato (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,016	0,037	0,023	0,050
Máx.	0,023	0,041	0,087	0,087
Mín.	0,009	0,031	$<0,001$	$<0,001$
Desvio Padrão	0,004	0,004	0,036	0,032
Coef. Var. (%)	28,4	10,1	159,9	63,7

Figura 13. Valores das concentrações de ortofosfato (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Nitrogênio total:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 0,952 mg/L (primavera, fundo, Lago 3) e o valor mínimo registrado foi 0,026 mg/L (outono, superfície, Lago 2) (Figura 14, Tabela 16).

Na primavera, o nitrogênio total variou entre 0,336 mg/L no Lago 3 (superfície) a 0,952 mg/L no Lago 3 (fundo). No verão, o nitrogênio total variou entre 0,571 mg/L no Lago 3 (fundo) a 0,818 mg/L no Lago 2 (superfície). No outono, o nitrogênio total variou entre 0,026 mg/L no Lago 2 (superfície) a 0,063 mg/L no Lago 1 (fundo). No inverno, o nitrogênio total variou entre 0,346 mg/L no Lago 3 (fundo) a 0,627 mg/L no Lago 1 (superfície).

Nota-se que os valores para nitrogênio total no outono são menores do que os do fósforo total para o mesmo período.

Tabela 16. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do nitrogênio total (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,653	0,703	0,048	0,437
Máx.	0,952	0,818	0,063	0,627
Mín.	0,336	0,571	0,026	0,346
Desvio Padrão	0,217	0,101	0,016	0,099
Coef. Var. (%)	33,3	14,4	34,0	22,7

Figura 14. Valores das concentrações de nitrogênio total (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Nitrogênio amoniacal:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 0,504 mg/L (primavera, superfície, Lago 2) e o valor mínimo registrado foi 0,019 mg/L (outono, superfície, Lago 2) (Figura 15, Tabela 17).

Na primavera, o nitrogênio amoniacal variou entre 0,280 mg/L no Lago 1 e no Lago 2 (fundo) a 0,504 mg/L no Lago 2 (superfície). No verão, o nitrogênio amoniacal variou entre 0,133 mg/L no Lago 3 (superfície) a 0,413 mg/L no Lago 1 (superfície). No outono, o nitrogênio amoniacal variou entre 0,019 mg/L no Lago 2 (superfície) a 0,081 mg/L no Lago 1 (fundo). No inverno, o nitrogênio amoniacal variou entre 0,022 mg/L no Lago 3 (superfície) a 0,146 mg/L no Lago 1 (fundo).

Nota-se que os valores para nitrogênio amoniacal no outono, nos Lagos 1 e 2 (fundo) são maiores do que os do nitrogênio total.

Tabela 17. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do nitrogênio amoniacal (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,355	0,305	0,045	0,069
Máx.	0,504	0,413	0,081	0,146
Mín.	0,280	0,133	0,019	0,022
Desvio Padrão	0,098	0,106	0,021	0,057
Coef. Var. (%)	27,7	34,9	46,6	83,3

Figura 15. Valores das concentrações de nitrogênio amoniacal (mg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

4.4 Variáveis biológicas

- *Coliformes Totais e Termotolerantes:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi $2,2 \times 10^4$ (inverno, Lago 1) e o valor mínimo registrado foi $2,3 \times 10^0$ (primavera Lago 2) (Figura 16, Tabela 18).

Na primavera, o coliforme total variou entre $1,3 \times 10^2$ no Lago 2 a $1,1 \times 10^3$ no Lago 1 e o coliforme termotolerante variou entre $2,3 \times 10^0$ no Lago 2 a

8,0x10¹ no Lago 3. No verão, o coliforme total variou entre 7,0x10² no Lago 3 a 1,3x10⁴ no Lago 1 e o coliforme termotolerante variou entre 1,7x10² no Lago 1 a 3,0x10² no Lago 2. No outono, o coliforme total variou entre 8,0x10² no Lago 3 a 1,1x10³ no Lago 2 e o coliforme termotolerante variou entre 8,0x10⁰ no Lago 3 a 1,4x10³ no Lago 1. No inverno, o coliforme total variou entre 1,3x10³ no Lago 3 a 2,2x10⁴ no Lago 1 e o coliforme termotolerante variou entre 4,0x10¹ nos Lagos 2 e 3 a 1,1x10⁴ no Lago 1.

Tabela 18. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação dos coliformes totais e termotolerantes (NMP org/100mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	ColTot	ColTerm	ColTot	ColTerm	ColTot	ColTerm	ColTot	ColTerm
Média	487	194	4833	233	1100	496	8533	3693
Máx.	1100	500	13000	300	1400	1400	22000	11000
Mín.	130	2	700	170	800	8	1300	40
Desvio Padrão	533,5	267,8	7072,7	65,1	300,0	783,7	11673,2	6327,8
Coef. Var. (%)	109,6	137,9	146,3	27,9	27,3	158,0	136,8	171,3

Figura 16. Valores de coliformes totais e termotolerantes (NMP org/100mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Clorofila-a e feofitina:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado para clorofila-a foi 601,42 µg/L (primavera, superfície, Lago 1) e o valor mínimo registrado foi <0,001 µg/L (outono, Lago 1) (Figura 17, Tabela 19).

Na primavera, a clorofila-a variou entre 243,24 µg/L Lago 3 (superfície) a 601,42 µg/L no Lago 1 (superfície). No verão, a clorofila-a variou entre 21,38 µg/L no Lago 1 (superfície) a 39,42 µg/L no Lago 3 (superfície). No outono, a clorofila-a variou entre <0,001 µg/L no Lago 1 a 93,55 µg/L no Lago 2 (superfície). No inverno, a clorofila-a variou entre 37,42 µg/L no Lago 3 (fundo) a 184,29 µg/L no Lago 3 (superfície).

Nota-se também que as concentrações mais altas foram encontradas na primavera, houve um decréscimo brusco para o verão e os valores foram subindo gradativamente no outono (exceto para o Lago 1) e inverno.

Tabela 19. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da clorofila-a (µg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	357,1	31,7	38,8	98,7
Máx.	601,4	39,4	93,6	184,3
Mín.	243,2	21,4	<0,001	37,4
Desvio Padrão	124,4	6,4	36,3	57,9
Coef. Var. (%)	34,8	20,1	93,5	58,7

Figura 17. Valores das concentrações de clorofila-a (µg/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado para feofitina foi 63,48 µg/L (outono, fundo, Lago 3) e o valor mínimo registrado foi <0,001 µg/L (primavera, superfície, Lago 2 / verão, superfície, Lago 3 / outono, superfície, Lago 2 / inverno, fundo dos Lagos 2 e 3) (Figura 18, Tabela 20).

Na primavera, a feofitina variou entre <0,001 µg/L Lago 2 (superfície) a 38,75 µg/L no Lago 1 (fundo). No verão, a feofitina variou entre <0,001 µg/L no Lago 3 (superfície) a 30,83 µg/L no Lago 1 (fundo). No outono, a feofitina variou entre <0,001 µg/L no Lago 2 (superfície) a 63,48 µg/L no Lago 3 (fundo). No inverno, a feofitina variou entre <0,001 µg/L no fundo do Lago 2 e 3 a 9,99 µg/L no Lago 1 (fundo).

Tabela 20. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da feofitina ($\mu\text{g/L}$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	13,6	10,7	32,3	4,6
Máx.	38,8	30,8	63,5	10,0
Mín.	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Desvio Padrão	13,2	10,7	29,5	4,8
Coef. Var. (%)	97,5	99,9	91,3	105,4

Figura 18. Valores das concentrações de feofitina ($\mu\text{g/L}$) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Composição florística:*

Durante o período de estudo foram identificados 125 táxons distribuídos em 12 classes. A classe com maior representatividade foi Chlorophyceae com 38,8%, seguida por Cyanobacteria (23,8%), Euglenophyceae (8,7%), Cryptophyceae (6,3%), Zygnemaphyceae (5,5%), Bacillariophyceae (4,7%) e 11,1% para as demais classes (Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae, Craspedomonadophyceae e Fragilariophyceae) (Figura 19).

Figura 19. Distribuição dos táxons (%) em função das classes nos 3 Lagos durante o período de estudo.

Foram identificados 21 táxons na primavera (2 exclusivos para o período), 71 táxons no verão (12 exclusivos para o período), 74 táxons no outono (11 exclusivos para o período) e 81 táxons no inverno (14 exclusivos para o período) (Figura 20).

Na primavera, a classe mais representada é Cyanobacteria (38,1%), seguida por Chlorophyceae e Chrysophyceae (14,3%), Cryptophyceae e Euglenophyceae (9,5%) e Craspedomonadophyceae, Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae (4,8%).

No verão, a classe mais representada é Chlorophyceae (38,0%), Cyanobacteria (19,7%), Cryptophyceae (8,5%), Euglenophyceae (7,0%), Zygnemaphyceae e Bacillariophyceae (5,6%), Chrysophyceae (4,2%), Dinophyceae, Xanthophyceae e Coscinodiscophyceae (2,8%), Craspedomonadophyceae e Fragilariophyceae (1,4%).

No outono, a classe mais representada é Chlorophyceae (45,9%), Cyanobacteria (27,0%), Zygnemaphyceae (5,4%), Chrysophyceae, Cryptophyceae e Euglenophyceae (4,1%), Coscinodiscophyceae (2,7%), Craspedomonadophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae, Bacillariophyceae e Fragilariophyceae (1,4%).

No inverno, a classe mais representada é Chlorophyceae (43,2%), Cyanobacteria (27,2%), Cryptophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae (6,2%), Bacillariophyceae (3,7%), Coscinodiscophyceae (2,5%), Chrysophyceae, Craspedomonadophyceae, Xanthophyceae e Fragilariophyceae (1,2%).

Figura 20. Distribuição dos grupos (%) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Densidade total:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 34.510 org/mL (inverno, superfície, Lago 2) e o valor mínimo registrado foi 1.301 org/mL (verão, superfície, Lago 2) (Figura 21, Tabela 21).

Na primavera, a densidade variou entre 16.909 org/mL no Lago 1 (fundo) a 21.488 org/mL no Lago 2 (fundo). No verão, a densidade variou entre 1.301 org/mL no Lago 2 (superfície) a 2.661 org/mL no Lago 1 (superfície). No outono, a densidade variou entre 9.189 org/mL no Lago 2 (fundo) a 22.177 org/mL no Lago 1 (superfície). No inverno, a densidade variou entre 27.718 org/mL no Lago 3 (superfície) a 34.510 org/mL no Lago 2 (superfície).

Tabela 21. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da densidade total (org/mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	19.708	1.954	14.570	30.282
Máx.	21.488	2.661	22.177	34.510
Mín.	16.909	1.301	9.189	27.718
Desvio Padrão	2153,1	490,8	4782,0	2718,7
Coef. Var. (%)	10,9	25,1	32,8	9,0

Figura 21. Densidade total (org/mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Biovolume e Estimativa de células:*

Comparando-se a densidade, biovolume e número de células das espécies da classe Cyanobacteria, observam-se diferenças entre as porcentagens de contribuição.

Durante o período de estudo, o valor total máximo registrado para o biovolume foi 96,2 mm³/L (primavera, superfície, Lago 3) e o valor total mínimo registrado foi 1,9 mm³/L (verão, superfície, Lago 2) (Tabela 22, Figura 22).

Na primavera, o biovolume total variou entre 21,3 mm³/L no Lago 3 (superfície) a 96,2 mm³/L no Lago 3 (fundo). No verão, o biovolume total variou entre 1,9 mm³/L no Lago 2 (superfície) a 3,2 mm³/L no Lago 3 (fundo). No outono, o biovolume total variou entre 8,8 mm³/L no Lago 2 (fundo) a 15,9 mm³/L no Lago 1 (superfície). No inverno, o biovolume total variou entre 8,4 mm³/L no Lago 1 (fundo) a 13,9 mm³/L no Lago 3 (fundo).

Tabela 22. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação do biovolume (mm³/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	76,3	2,5	12,0	10,8
Máx.	96,2	3,2	15,9	13,9
Mín.	21,3	1,9	8,8	8,4
Desvio Padrão	28,7	0,4	2,6	2,2
Coef. Var. (%)	37,6	17,8	22,0	20,0

Figura 22. Biovolume total (mm³/L) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

Durante o período de estudo, o valor total máximo registrado para a estimativa de células foi 751.507 cel/mL (primavera, fundo, Lago 2) e o valor total mínimo registrado foi 15.616 cel/mL (verão, superfície, Lago 2) (Tabela 23, Figura 23).

Na primavera, a estimativa de células variou entre 580.394 cel/mL no Lago 1 (fundo) a 751.507 cel/mL no Lago 2 (fundo). No verão, a estimativa de células variou entre 15.616 cel/mL no Lago 2 (superfície) a 30.147 cel/mL no Lago 3 (fundo). No outono, a estimativa de células variou entre 112.736 cel/mL no Lago 1 (fundo) a 287.156 cel/mL no Lago 1 (superfície). No inverno, a estimativa de células variou entre 176.695 cel/mL no Lago 1 (superfície) a 567.426 cel/mL no Lago 3 (fundo).

Tabela 23. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da estimativa de células (cel/mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	686.057	22.355	186.269	326.316
Máx.	751.507	30.147	287.156	567.426
Mín.	580.394	15.616	112.736	176.695
Desvio Padrão	78.040,7	4.823,7	75.446,5	146.774,4
Coef. Var. (%)	11,4	21,6	40,5	45,0

Figura 23. Estimativa de células (cel/mL) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

Analisando o período da primavera, as maiores contribuições em relação a densidade, biovolume e estimativa de células foram: *Cylindrospermopsis raciborskii* (104.574 org/mL, 389 mm³/L e 3.346.367 cel/mL) e *Planktothrix agardii* (8.553 org/mL, 82 mm³/L e 530.281 cel/mL), *Planktothrix isothrix* (2.362 org/mL, 51 mm³/L e 222.048 cel/mL). Nota-se percentualmente que o gênero *Planktothrix* possui valores de biovolume maiores do que os de densidade e o inverso ocorre para *C. raciborskii* (Figuras 24, 25 e 26).

Analisando o período do verão, as maiores contribuições em relação a densidade foram: *Cylindrospermopsis raciborskii* (2.493 org/mL), *Pseudanabaena mucicola* (2.042 org/mL), *Merismopedia trolleri* (512 org/mL) e *Merismopedia tenuissima* (474 org/mL). Quanto ao biovolume e a estimativa de células, as maiores contribuições foram: *Cylindrospermopsis raciborskii* (9 mm³/mL e 79.784 cel/mL), *Microcystis aeruginosa* (2 mm³/mL e 26.468 cel/mL) e *Planktothrix agardii* (2 mm³/mL e 10.400 cel/mL) (Figuras 24, 25 e 26).

Analisando o período do outono, as maiores contribuições em relação a densidade foram: *Chroococcus minutus* (2.9890 org/mL), *Cylindrospermopsis raciborskii* (13.734 org/mL), *Geitlerinema unigranulatum* (5.982 org/mL), *Merismopedia tenuissima* (3.708 org/mL) e *Pseudanabaena mucicola* (3.693 org/mL). Quanto ao biovolume, as maiores contribuições foram: *Cylindrospermopsis raciborskii* (51 mm³/mL), *Microcystis aeruginosa* (6 mm³/mL), *Planktothrix agardii* (4 mm³/mL), *Chroococcus minutus* (3 mm³/mL), *Coelosphaerium evidenter-marginatum* (2 mm³/mL) e *Sphaerovacum brasiliensis* (2 mm³/mL). Quanto a estimativa de células, as maiores contribuições foram: *Cylindrospermopsis raciborskii* (439.481 cel/mL), *Coelosphaerium evidenter-marginatum* (190.390 cel/mL), *Geitlerinema unigranulatum* (137.586 cel/mL), *Aphanocapsa incerta* (70.748 cel/mL), *Sphaerovacum brasiliensis* (67.000 cel/mL), *Chroococcus minutus* (59.780 cel/mL) e *Microcystis aeruginosa* (58.342 cel/mL) (Figuras 24, 25 e 26).

Analisando o período do inverno, as maiores contribuições em relação a densidade foram: *Chroococcus minutus* (162.907 org/mL), *Pseudanabaena mucicola* (4.761 org/mL) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (2.815 org/mL). Quanto ao biovolume, as maiores contribuições foram: *Chroococcus minutus* (18 mm³/mL),

Coelosphaerium evidenter-marginatum (11 mm³/mL), *Cylindrospermopsis raciborskii* (10 mm³/mL), *Planktothrix agardii* (9 mm³/mL), *Microcystis aeruginosa* (7 mm³/mL) e *Planktothrix isothrix* (3 mm³/mL). Quanto a estimativa de células, as maiores contribuições foram: *Coelosphaerium evidenter-marginatum* (1.270.980 cel/mL), *Chroococcus minutus* (325.815 cel/mL), *Cylindrospermopsis raciborskii* (90.073 cel/mL), *Microcystis aeruginosa* (73.942 cel/mL), *Planktothrix agardii* (59.297 cel/mL) e *Sphaerovacuum brasiliensis* (54.517 cel/mL) (Figuras 24, 25 e 26).

Figura 24. Densidade total (org/mL), biovolume (mm³/L) e estimativa de células (cel/mL) pertencentes à classe Cyanobacteria no Lago 1 durante o período de estudo (P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno; S = superfície; F = fundo).

Lago 3

Lago 3

Figura 26. Densidade total (org/mL), biovolume (mm³/L) e estimativa de células (cel/mL) pertencentes à classe Cyanobacteria no Lago 1 durante o período de estudo (P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno; S = superfície; F = fundo).

- *Espécies descritoras:*

Dos 125 táxons identificados para o período de estudo, 11 espécies foram selecionadas como descritoras da comunidade, contribuindo com 93,8% da densidade total, através de um nível de corte de 0,5% (Tabela 24). Destas, 8 espécies descritoras pertence a Classe Cyanobacteria, 2 a Classe Chlorophyceae e 1 espécie ainda não classificada.

Tabela 24. Espécies descritoras da comunidade com base na porcentagem de contribuição em densidade.

Espécies Descritoras	Dens Tot %
<i>Chroococcus minutus</i>	48,4
<i>Merismopedia tenuissima</i>	1,1
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0,5
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>	1,5
<i>Planktothrix agardii</i>	2,5
<i>Planktothrix isothrix</i>	0,6
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	2,8
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	31,0
<i>Monoraphidium contortum</i>	0,8
<i>Pseudodidymocystis fina</i>	0,6
<i>Colônia</i>	3,9

4.5 Índices biológicos

- *Riqueza:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 49 indivíduos (inverno, fundo, Lago 2) e o valor mínimo registrado foi 9 indivíduos (verão, fundo, Lago 2) (Figura 27, Tabela 25).

Na primavera, a riqueza variou entre 9 indivíduos no Lago 2 (fundo) a 14 indivíduos no Lago 1 (fundo). No verão, a riqueza variou entre 34 indivíduos no Lago 1 (fundo) a 45 indivíduos no Lago 1 (superfície). No outono, a riqueza variou entre 34 indivíduos no Lago 2 (superfície) a 42 indivíduos no Lago 3 (fundo). No

inverno, a riqueza variou entre 36 indivíduos no Lago 1 (superfície) a 49 indivíduos no Lago 2 (fundo).

Tabela 25. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da riqueza nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	12	40	38	43
Máx.	14	45	42	49
Mín.	9	34	34	36
Desvio Padrão	1,75	3,94	3,31	6,00
Coef. Var. (%)	15,0	10,0	8,8	14,0

Figura 27. Riqueza total nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Índice de diversidade:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 4,61 bits/ind (inverno, fundo, Lago 2) e o valor mínimo registrado foi 0,56 bits/ind (verão, fundo, Lago 2) (Figura 28, Tabela 26).

Na primavera, a diversidade variou entre 0,56 bits/ind no Lago 2 (fundo) a 0,96 bits/ind no Lago 1 (superfície). No verão, a diversidade variou entre 3,86 bits/ind no Lago 1 (fundo) a 4,61 bits/ind no Lago 1 (superfície). No outono, a diversidade variou entre 2,77 bits/ind no Lago 3 (superfície) a 3,53 bits/ind no Lago 3 (fundo). No inverno, a diversidade variou entre 0,72 bits/ind no Lago 1 (fundo) a 1,14 bits/ind no Lago 2 (fundo).

Tabela 26. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da diversidade (bits/ind) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,74	4,17	3,22	0,91
Máx.	0,96	4,61	3,53	1,14
Mín.	0,56	3,86	2,77	0,72
Desvio Padrão	0,14	0,27	0,28	0,18
Coef. Var. (%)	19,2	6,3	8,6	19,3

Figura 28. Diversidade (bits/ind) nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Índice de equitabilidade:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 0,84 (verão, fundo, Lago 1) e o valor mínimo registrado foi 0,14 (inverno, fundo, Lago 1) (Figura 29, Tabela 27).

Na primavera, a equitabilidade variou entre 0,18 no Lago 2 (fundo) a 0,28 no Lago 1 (superfície). No verão, a equitabilidade variou entre 0,75 no Lago 3 (superfície) a 0,84 no Lago 1 (superfície). No outono, a equitabilidade variou entre 0,54 no Lago 3 (superfície) a 0,67 no Lago 2 (fundo). No inverno, a equitabilidade variou entre 0,14 no Lago 1 (fundo) a 0,20 no Lago 2 (fundo).

Os valores de equitabilidade mais altos pertencem ao verão e ao outono e os mais baixos a primavera e ao inverno.

Tabela 27. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da equitabilidade nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,21	0,79	0,62	0,17
Máx.	0,28	0,84	0,67	0,20
Mín.	0,18	0,75	0,54	0,14
Desvio Padrão	0,04	0,04	0,05	0,03
Coef. Var. (%)	17,9	4,8	8,4	16,0

Figura 29. Equitabilidade (E') nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Índice de dominância:*

Durante o período de estudo, o valor máximo registrado foi 0,86 (inverno, fundo, Lago 1) e o valor mínimo registrado foi 0,06 (verão, superfície, Lago 1) (Figura 30, Tabela 28).

Na primavera, a dominância variou entre 0,71 no Lago 1 (superfície) a 0,83 no Lago 2 (fundo). No verão, a dominância variou entre 0,06 no Lago 1 (superfície) a 0,13 no Lago 1 (fundo). No outono, a dominância variou entre 0,13 no Lago 2 (fundo) a 0,27 no Lago 3 (superfície). No inverno, a dominância variou entre 0,75 no Lago 2 (fundo) a 0,86 no Lago 1 (fundo).

Os valores de dominância mais baixos pertencem ao verão e ao outono e os mais altos a primavera e ao inverno.

Tabela 28. Valor médio, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação da dominância (DS') nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Média	0,79	0,11	0,19	0,80
Máx.	0,83	0,13	0,27	0,86
Mín.	0,71	0,06	0,13	0,75
Desvio Padrão	0,04	0,02	0,05	0,04
Coef. Var. (%)	5,3	22,2	27,3	5,4

Figura 30. Dominância (DS') nos 3 Lagos durante o período de estudo.

- *Frequência de ocorrência:*

A Tabela 29 inclui a listagem de todos os táxons identificados, sua frequência de ocorrência e as espécies classificadas como abundantes e dominantes.

Tabela 29. Listagem geral dos táxons identificados, sua frequência de ocorrência e abundância nos 3 Lagos durante o período de estudo. ● = raros; ●● = comuns; ●●● = constantes; ** = abundantes; × = dominantes.

Táxons	Primaver					Total
	a	Verão	Outono	Inverno		
	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	
CYANOBACTERIA						
Choroococcales						
Chroococcaceae						
<i>Chroococcus minor</i>	-	83 ●●●**	-	-	21 ●●	
<i>Chroococcus minutus</i>	83 ●●●	100●●●**	100●●●**	100●●●**	96 ●●●**	
<i>Chroococcus turgidus</i>	-	17 ●	-	33 ●●	13 ●	
Merismopediaceae						
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	-	-	100●●●	17 ●	29 ●●	
<i>Aphanocapsa elachista</i>	-	17 ●	33 ●●	50 ●●	25 ●●	
<i>Aphanocapsa incerta</i>	-	33 ●●	100●●●	100●●●	58 ●●●	
<i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i>	-	-	67 ●●●	100●●●	42 ●●	
<i>Merismopedia glauca</i>	17 ●	-	17 ●	-	8 ●	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	100●●●	100●●●**	33 ●●	58 ●●●**	
<i>Merismopedia trolleri</i>	33 ●●	100●●●**	100●●●	-	58 ●●●	
<i>Sphaerovacuum brasiliensis</i>	-	-	83 ●●●	67 ●●●	38 ●●	
<i>Synechocystis aquatilis</i>	83 ●●●	50 ●●	-	17 ●	38 ●●	
<i>Woronichinia naegeliana</i>	-	-	17 ●	67 ●●●	21 ●●	
Microcystaceae						
<i>Microcystis aeruginosa</i>	100 ●●●	100●●●**	100●●●	100●●●	100●●●	
<i>Microcystis panniformis</i>	-	17 ●	17 ●	67 ●●●	25 ●●	
<i>Microcystis protocystis</i>	-	-	17 ●	50 ●●	17 ●	
Synechococcaceae						
<i>Synechococcus nidulans</i>	83 ●●●	-	17 ●	50 ●●	38 ●●	
Oscillatoriales						
Phormidiaceae						
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>	-	-	100●●●**	17 ●	29 ●●**	
<i>Phormidium</i> sp.	-	-	-	17 ●	4 ●	
<i>Planktothrix agardii</i>	100 ●●●**	100●●●**	100●●●	100●●●	100●●●**	
<i>Planktothrix isothrix</i>	100 ●●●	50 ●●	17 ●	100●●●	67 ●●●	
Pseudanabaenaceae						
<i>Pseudanabaena galeata</i>	-	17 ●	33 ●●	67 ●●●	29 ●●	
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	83 ●●●	100●●●**	100●●●**	100●●●**	96 ●●●**	
<i>Romeria gracilis</i>	-	-	17 ●	-	4 ●	
Nostocales						
Nostocaceae						
<i>Anabaena planctonica</i>	-	67 ●●●	-	-	17 ●	

Anabaena solitaria

-

-

-

100●●● 25 ●●

Tabela 29. cont.

Táxons	Primaver				
	a	Verão	Outono	Inverno	Total
	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)
<i>Anabaena spiroides</i>	-	-	83 ●●●	50 ●●	33 ●●
<i>Aphanizomenon</i> sp.	100 ●●●	17 ●	83 ●●●	100●●●	75 ●●●
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	100 ●●● ×	100●●●**	100●●●**	100●●●**	100●●●**
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	-	-	17 ●	100●●●	29 ●●
CHLOROPHYCEAE					
Chlorococcales					
Botryococcaceae					
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	-	50 ●●	50 ●●	100●●●	50 ●●
Characiaceae					
<i>Schroederia indica</i>	-	-	50 ●●	17 ●	17 ●
Chlorellaceae					
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	-	-	17 ●	-	4 ●
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	-	-	33 ●●	-	8 ●
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	-	-	67 ●●●	-	17 ●
<i>Chlorella vulgaris</i>	-	100●●●**	17 ●	-	29 ●●
<i>Closteriopsis</i> cf. <i>longissima</i>	-	-	-	17 ●	4 ●
<i>Keratococcus bicaudatus</i>	-	-	100●●●	50 ●●	38 ●●
<i>Kirchneriella lunaris</i>	-	83 ●●●	17 ●	17 ●	29 ●●
<i>Kirchneriella obesa</i>	-	17 ●	17 ●	-	8 ●
<i>Monoraphidium contortum</i>	17 ●	83 ●●●	100●●●**	100●●●	75 ●●●
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	50 ●●	-	83 ●●●	33 ●●
<i>Monoraphidium irregulare</i>	-	-	33 ●●	17 ●	13 ●
<i>Monoraphidium minutum</i>	-	83 ●●●	100●●●	100●●●	71 ●●●
<i>Monoraphidium nanum</i>	-	33 ●●	17 ●	83 ●●●	33 ●●
<i>Monoraphidium tortile</i>	-	-	17 ●	17 ●	8 ●
Coelastraceae					
<i>Actinastrum</i> cf. <i>gracillimum</i>	-	-	50 ●●	-	13 ●
<i>Coelastrum astroideum</i>	-	17 ●	67 ●●●	50 ●●	33 ●●
<i>Coelastrum indicum</i>	-	100●●●**	-	-	25 ●●
<i>Coelastrum sphaericum</i>	-	50 ●●	-	67 ●●●	29 ●●
Hydrodictyaceae					
<i>Pediastrum duplex</i>	-	50 ●●	67 ●●●	83 ●●●	50 ●●
<i>Pediastrum tetras</i>	-	-	-	17 ●	4 ●
Micractiniaceae					
<i>Golenkiniopsis solitaria</i>	-	17 ●	50 ●●	33 ●●	25 ●●
Oocystaceae					
<i>Franceia echidna</i>	-	-	-	50 ●●	13 ●

<i>Oocystis lacustris</i>	-	83 ●●●	-	17 ●	25 ●●
<i>Oocystis pusilla</i>	-	33 ●●	-	33 ●●	17 ●

Tabela 29. cont.

Táxons	Primaver				
	a	Verão	Outono	Inverno	Total
	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)
Radiococcaceae					
<i>Eutetramorus fottii</i>	-	33 ●●	-	50 ●●	21 ●●
Scenedesmaceae					
<i>Crucigenia quadrata</i>	-	33 ●●	17 ●	17 ●	17 ●
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	-	-	17 ●	50 ●●	17 ●
<i>Crucigeniella crucifera</i>	-	17 ●	-	67 ●●●	21 ●●
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	-	67 ●●●	33 ●●	67 ●●●	42 ●●
<i>Pseudodidymocystis fina</i>	33 ●●	100●●●**	100●●●**	83 ●●●	79 ●●●
<i>Pseudodidymocystis planctonica</i>	-	50 ●●	83 ●●●	33 ●●	42 ●●
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	-	50 ●●	100●●●	17 ●	42 ●●
<i>Scenedesmus acutus</i>	-	-	-	100●●●	25 ●●
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	-	100●●●	83 ●●●	100●●●	71 ●●●
<i>Scenedesmus bijugus</i> var. <i>bijugus</i>	-	-	67 ●●●	33 ●●	25 ●●
<i>Scenedesmus carinatus</i> var. <i>bicaudatus</i>	-	-	-	33 ●●	8 ●
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	-	17 ●	83 ●●●	67 ●●●	42 ●●
<i>Scenedesmus ecornis</i>	-	100●●●**	17 ●	17 ●	33 ●●
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	-	-	17 ●	67 ●●●	21 ●●
<i>Scenedesmus protuberans</i>	-	67 ●●●	83 ●●●	100●●●	63 ●●●
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	17 ●	50 ●●	67 ●●●	100●●●	58 ●●●
<i>Scenedesmus spinosus</i>	-	67 ●●●	67 ●●●	100●●●	58 ●●●
<i>Tetrastrum heteracanthum</i>	-	33 ●●	-	-	8 ●
<i>Tetrastrum peterfii</i>	-	-	67 ●●●	-	17 ●
<i>Tetrastrum triangulare</i>	-	67 ●●●	17 ●	-	21 ●●
Treubariaceae					
<i>Desmatractum indutum</i>	-	-	67 ●●●	-	17 ●
Volvocales					
Chlamydomonadaceae					
<i>Chlamydomonas</i> sp.	-	67 ●●●	17 ●	-	21 ●●
CHRYSTOPHYCEAE					
Chromulinales					
Chromulinaceae					
<i>Chromulina elegans</i>	83 ●●●	33 ●●	17 ●	17 ●	38 ●●
Chrysocapsaceae					
<i>Chrysopora fenestrata</i>	50 ●●	-	-	-	13 ●
Ochromonadales					
Dinobryaceae					

<i>Dinobryon cf. sertularia</i>	-	-	17 ●	-	4 ●
Ochromonadaceae					
<i>Ochromonas</i> sp.	33 ●●	33 ●●	33 ●●	-	25 ●●
Tabela 29. cont.					
Táxons	Primaver				
	a	Verão	Outono	Inverno	Total
	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)
Synuraceae					
<i>Mallomonas</i> sp.	-	83 ●●●	33 ●●	-	29 ●●
CRASPEDOMONADOPHYCEAE					
Monosigales					
Salpingoecaceae					
<i>Salpingoeca brevicollis</i>	83 ●●●	17 ●	67 ●●●	33 ●●	50 ●●
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptomonadales					
Cryptomonadaceae					
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	-	100●●●**	83 ●●●	83 ●●●	67 ●●●
<i>Cryptomonas curvata</i>	-	-	-	17 ●	4 ●
<i>Cryptomonas erosa</i>	50 ●●	100●●●**	67 ●●●	67 ●●●	71 ●●●
<i>Cryptomonas marssonii</i>	17 ●	50 ●●	-	-	17 ●
<i>Cryptomonas obovata</i>	-	67 ●●●	33 ●●	33 ●●	33 ●●
<i>Cryptomonas tenuis</i>	-	50 ●●	-	-	13 ●
<i>Cryptomonas tetrapyrenoidosa</i>	17 ●	50 ●●	-	33 ●●	25 ●●
DINOPHYCEAE					
Peridinales					
Gymnodiniaceae					
<i>Gymnodinium</i> sp.	-	50 ●●	-	-	13 ●
Peridinales					
Peridiniaceae					
<i>Peridinium</i> sp.	-	17 ●	67 ●●●	-	21 ●●
EUGLENOPHYCEAE					
Euglenales					
Euglenaceae					
<i>Euglena</i> sp.	-	-	-	17 ●	4 ●
<i>Lepocinclis</i> sp.	-	-	17 ●	-	4 ●
<i>Phacus longicauda</i>	-	67 ●●	17 ●	-	21 ●●
<i>Phacus suecicus</i>	-	-	17 ●	-	4 ●
<i>Trachelomonas curta</i>	-	100●●●**	-	-	25 ●●
<i>Trachelomonas hispida</i>	-	50 ●●	33 ●●	100●●●	46 ●●
<i>Trachelomonas robusta</i>	-	-	-	50 ●●	13 ●
<i>Trachelomonas rotunda</i>	-	50 ●●	-	67 ●●●	29 ●●
<i>Trachelomonas verrucosa</i>	17 ●	-	-	-	4 ●

Aulacoseirales

Aulacoseiraceae

<i>Aulacoseira granulata</i>	17 ●	100●●●	83 ●●●	100●●●	75 ●●●
------------------------------	------	--------	--------	--------	--------

Tabela 29. cont.

Táxons	Primaver				
	a	Verão	Outono	Inverno	Total
	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)	Freq(%)
Rhizosoleniales					
Rhizosoleniaceae					
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	-	17 ●	17 ●	-	8 ●
Thalassiosirales					
Stephanodiscaceae					
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	33 ●●	17 ●	13 ●
FRAGILARIOPHYCEAE					
Fragilariales					
Fragilariaceae					
<i>Synedra ulna</i>	-	67 ●●●	50 ●●	17 ●	33 ●●
Não identificado					
<i>Colônia</i>	-	-	100●●●**	17 ●	29 ●●**

Durante o período de estudo, 12% das espécies foram classificadas como constantes, 28% são comuns e 61% são raras. Destacam-se como espécies constantes: *Chroococcus minutus*, *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Monoraphidium contortum*, *Pseudodidymocystis fina*, *Trachelomonas volvocina* e *Aulacoseira granulata*.

Na primavera, 38% das espécies foram classificadas como constantes, e o mesmo valor vale para as espécies raras e 24% das espécies são comuns. Destacam-se como espécies constantes: *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardii*, *Planktothrix isothrix* e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

No verão, 46% das espécies foram classificadas como constantes, 35% são comuns e 19% são raras. Destacam-se como espécies constantes: *Chroococcus minutus*, *Merismopedia trolleri*, *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Coelastrum indicum*, *Scenedesmus bicaudatus*,

Cryptomonas erosa, *Trachelomonas volvocina*, *Staurastrum volans* e *Aulacoseira granulata*.

No outono, 48% das espécies foram classificadas como constantes, 20% são comuns e 32% são raras. Destacam-se como espécies constantes: *Chroococcus minutus*, *Aphanocapsa delicatissima*, *A. incerta*, *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Geitlerinema unigranulatum*, *Planktothrix agardii*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Monoraphidium minutum*, *Scenedesmus acuminatus*, *Trachelomonas volvocinopsis* e Colônia não identificada.

No inverno, 45% das espécies foram classificadas como constantes, 26% são comuns e 28% são raras. Destacam-se como espécies constantes: *Chroococcus minutus*, *Aphanocapsa incerta*, *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardii*, *P. isothrix*, *Anabaena solitária*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Monoraphidium minutum*, *Scenedesmus acutus*, *S. bicaudatus*, *S. protuberans*, *S. quadricauda*, *S. spinosus*, *Trachelomonas hispida*, *T. volvocina*, *Achnanthidium minutissimum* e *Aulacoseira granulata*.

- *Espécies abundantes e dominantes:*

Durante o período de estudo, não houve nenhuma espécie dominante. Foram classificadas abundantes as seguintes espécies: *Chroococcus minutus*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, Colônia, *Pseudanabaena mucicola*, *Planktothrix agardii*, *Geitlerinema unigranulatum* e *Merismopedia tenuissima*.

Na primavera, *Cylindrospermopsis raciborskii* foi considerado dominante e *Planktothrix agardii* abundante.

No verão, apenas ocorreram espécies abundantes. São elas: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena mucicola*, *Merismopedia trolleri*, *Trachelomonas volvocina*, *Merismopedia tenuissima*, *Cryptomonas erosa*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Scenedesmus ecornis*, *Microcystis aeruginosa*, *Coelastrum indicum*, *Cryptomonas brasiliensis*, *Trachelomonas curta*, *Chroococcus minutus*, *Chlorella vulgaris*, *Chroococcus minor*, *Pseudodidymocystis fina* e *Planktothrix agardii*.

No outono, apenas ocorreram espécies abundantes. São elas: *Chroococcus minutus*, *Colônia*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema unigranulatum*, *Merismopedia tenuissima*, *Pseudanabaena mucicola*, *Monoraphidium contortum* e *Pseudodidymocystis fina*.

No inverno, apenas ocorreram espécies abundantes. São elas: *Chroococcus minutus*, *Pseudanabaena mucicola* e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

4.6 Índice de estado trófico

Os resultados referentes a classificação do estado trófico, segundo o índice de Carlson modificado estão apresentados na Tabela 30.

Tabela 30. Valores do Índice de estado trófico nos 3 Lagos durante o período de estudo.

	Primavera			Classificação
	IET (PT)	IET (CL)	IET	
Lago 1	49,5	78,1	63,8	Supereutrófico
Lago 2	50,5	75,2	62,8	Eutrófico
Lago 3	52,6	73,7	63,1	Supereutrófico

	Verão			Estado trófico
	IET (PT)	IET (CL)	IET	
Lago 1	70,8	61,7	66,3	Supereutrófico
Lago 2	72,1	63,7	67,9	Hipeutrófico
Lago 3	70,0	64,8	67,4	Hipeutrófico

	Outono			Estado trófico
	IET (PT)	IET (CL)	IET	
Lago 1	83,2	-	83,2	Hipeutrófico
Lago 2	81,1	69,0	75,1	Hipeutrófico

Lago 3	81,4	64,6	73,0	Hipeutrófico
--------	------	------	------	--------------

	Inverno			Estado trófico
	IET (PT)	IET (CL)	IET	
Lago 1	75,1	70,4	72,8	Hipeutrófico
Lago 2	75,1	70,7	72,9	Hipeutrófico
Lago 3	67,4	72,3	69,9	Hipeutrófico

Durante a primavera, os Lagos 1 e 3 foram classificados como supereutróficos, enquanto que o Lago 2 foi considerado eutrófico.

No verão, o Lago 1 foi classificado como supereutrófico, enquanto que os Lagos 2 e 3 foram considerados hipereutróficos.

No outono e no inverno, todos os Lagos foram classificados como hipereutróficos.

4.7 Análise estatística

A Análise de Componentes Principais ACP (Figura 31) resumiu nos dois primeiros eixos 57,4% de explicabilidade da variabilidade total do sistema, 32,2% no primeiro eixo e 25,2% no eixo 2 (Tabela 31). As unidades amostrais foram separadas sazonalmente: A estação primavera agrupada do lado negativo do eixo 1 esteve associada com maiores valores de clorofila, turbidez, oxigênio dissolvido e pH (Tabela 31), e do lado positivo, foi agrupado o verão (Figura 31) associadas com maiores valores de fósforo total e transparência (Tabela 31). O outono localizou-se

na região central do gráfico, podendo ser considerado um período de transição. Não houve diferenças significativas entre superfície e fundo, nem entre os 3 Lagos.

Com relação ao eixo 2, a distribuição das unidades amostrais no lado positivo reuniu a primavera associadas aos valores mais elevados de temperatura da água e nitrogênio amoniacal. Já a unidade amostral localizada no lado negativo do eixo, representadas pelo inverno, apresentaram altas concentrações de condutividade e ortofosfato (Tabela 31).

Tabela 31. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as variáveis físicas e químicas da água e os dois primeiros eixos da ordenação para o período de estudo (N= 24).

Variável	Componentes Principais		
	Abreviações	Eixo 1	Eixo 2
Temperatura da água	TAg	-0,354	0,781
Transparência	Transp	0,911	-0,031
pH	pH	-0,595	-0,443
Turbidez	Turb	-0,914	-0,157
Condutividade	Cond	-0,211	-0,818
Oxigênio dissolvido	OD	-0,654	-0,300
Fósforo total	PT	0,630	0,065
Ortofosfato	Orto	0,367	-0,511
Nitrogênio total	NT	-0,017	0,355
Nitrogênio amoniacal	NH ₄	-0,278	0,659
Clorofila	Clorof	-0,808	0,057
Total de Explicabilidade:		32,2%	25,2%

Figura 31. Ordenação biplot, pela ACP, das unidades amostrais (estações) e das variáveis físicas e químicas analisadas: A) eixo 1 e 2, B) eixo 1 e 3. As unidades amostrais foram identificadas de acordo com as épocas do ano: Primavera (P), Verão (V), Outono (O) e Inverno (I). Os números localizados atrás das unidades amostrais, de 1 a 3, correspondem ao Lago em estudo. A profundidade está abreviada da seguinte forma: S = Superfície, F = Fundo. As abreviações das variáveis ambientais estão apresentadas na Tabela 31.

A Análise de Componentes Principais ACP (Figura 32) realizada para as espécies descritoras (com base na densidade) resumiu nos dois primeiros eixos 65,9% de explicabilidade da variabilidade total do sistema (Tabela 32). As unidades amostrais foram separadas sazonalmente: a primavera agrupada do lado negativo do eixo 1 esteve associada a elevada biomassa de *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktothrix agardhii* e *Planktothrix isothrix* (Tabela 32); do lado positivo, foi

agrupado o outono (Figura 32) associadas com a elevada biomassa de *Geitlerinema unigranulatum* e Colônia (Tabela 32).

Com relação ao eixo 2, a distribuição das unidades amostrais no lado negativo reuniu o verão e o inverno associadas a elevadas biomassa de *Chroococcus minutus*, *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Pseudanabaena mucicola*, *Monoraphidium contortum* e *Pseudodidymocystis fina* (Tabela 32).

Tabela 32. Coeficientes de correlação de Pearson e Kendall entre as espécies descritoras da comunidade com base na densidade e os dois primeiros eixos da ordenação para o período de estudo (N= 24).

Espécies	Componentes Principais		
	Abreviações	Eixo 1	Eixo 2
<i>Chroococcus minutus</i>	C.min	0,451	-0,595
<i>Merismopedia tenuissima</i>	M.ten	0,858	0,102
<i>Microcystis aeruginosa</i>	M.aer	0,578	-0,517
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>	G.uni	0,726	0,257
<i>Planktothrix agardii</i>	P.ag	-0,784	0,493
<i>Planktothrix isothrix</i>	P.iso	-0,816	0,296
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	P.muc	0,464	-0,429
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	C.rac	-0,484	0,860
<i>Monoraphidium contortum</i>	M.con	0,621	-0,250
<i>Pseudodidymocystis fina</i>	P.fin	0,747	-0,251
Colônia	Col	0,713	0,244
Total de Explicabilidade:		52,7%	13,2%

Figura 32. Ordenação pela ACC das unidades amostrais, gerada a partir de nove variáveis ambientais e onze variáveis biológicas. Variáveis ambientais: temperatura da água (TA_g), transparência (Transp), pH (pH), turbidez (Turb), condutividade (Cond), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal (NH₄) e clorofila (Clorof). Variáveis biológicas: os nomes das espécies descritoras e suas respectivas abreviações estão apresentadas na tabela 11. Unidades amostrais: As unidades amostrais foram identificadas de acordo com as épocas do ano: Primavera (P), Verão (V), Outono (O) e Inverno (I). Os números localizados atrás das unidades amostrais, de 1 a 3, correspondem ao Lago em estudo. A profundidade está abreviada da seguinte forma: S = Superfície, F = Fundo.

5 DISCUSSÃO

5.1 Variáveis morfométricas

- *Área superficial, perímetro e comprimento máximo:*

A área superficial do lago relaciona-se a exposição do espelho d'água a radiação solar, fator que regula a fotossíntese de microalgas. A dimensão do lago está relacionada a precipitação e evaporação, pois quanto maior a área, maior o recebimento de chuva (VON SPERLING 1999).

BEZERRA-NETO e PINTO-COELHO (2002) estudaram a morfometria da Lagoa do Nando, Belo Horizonte (MG) e a classificaram como muito pequena por possuir área menor do que 1 km e volume abaixo de 106 m³ (STRAŠKRABA 1999). ESTEVES (1998) relata que a maioria dos lagos naturais brasileiros são ecossistemas rasos, raramente com mais de 20 m. A área do Lago 1 é 3 vezes menor do que a Lagoa do Nando e a do Lago 3 é 2 vezes menor. Esses dados classificam os reservatórios como pequenos e rasos.

BICUDO et al. (2002) estudaram a morfometria de três reservatórios localizados no PEFI. O Lago das Ninféias possui medidas morfométricas semelhantes aos Lagos dos Bambus (área = 5.433 m²; perímetro = 512,1 m; comprimento máximo = 187,0 m) (Tabela 2). O tempo médio de residência, ou seja, quanto tempo demora para o reservatório renovar toda a sua água, é 7,2 dias, valor não calculado nesse estudo. Comparando com o Lago das Ninféias, não se pode afirmar que o tempo de retenção é semelhante para os ambientes em questão, mesmo possuindo profundidade média compatível (1,32 m), a vazão dos corpos d'água pode ser diferente, mas se pode supor que seja curto devido a sua morfometria.

- *Profundidade:*

A profundidade é uma das variáveis morfométricas de maior relevância limnológica, onde podem ocorrer diferenças ao longo da coluna d'água no padrão de

circulação, distribuição de organismos e compostos químicos. Em lagos de baixa profundidade, a radiação solar pode atingir o fundo do corpo d'água, elevando a produtividade primária total (VON SPERLING 1999).

Segundo STRAŠKRABA e TUNDISI (2000) os Lagos em estudo se assemelham a tanques de aquíicultura, já que possuem profundidade rasa, tamanho pequeno, tempo de retenção baixo e saída d'água superficial (Figura 2, Tabela 3).

GENTIL (2007) estudou 30 pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo e encontrou profundidade média de 1,5 m na seca e 1,1 m na chuva. LOPES (2000), em 9 pesqueiros de cinco municípios paulistas, registrou profundidade de 2,0 metros, com amplitude entre 1,2 e 3,0 m. A Lagoa do Nando apresenta profundidade média de 2,6 m (BEZERRA-NETO e PINTO-COELHO 2002).

5.2 Variáveis climatológicas

- *Precipitação:*

As chuvas exercem uma forte influência na composição das espécies fitoplanctônicas e na biomassa total, atuando como um fator diluidor e, ao mesmo tempo, como um fator de perturbação das comunidades aquáticas (CARVALHO 2003).

A análise das precipitações mensais revelou semelhanças entre primavera-verão (quente e chuvoso). Nota-se que durante a primavera, houve chuva em quase todos os períodos, enquanto no verão ocorreu um pico que antecedeu a semana da coleta. As estações outono-inverno foram marcadas pelo frio e seca. Esperava-se que a temperatura mensal do outono fosse mais baixa, comparada com outros anos para a mesma região (SANTOS e FUNARI 2002) (Figura 3, Tabela 4).

- *Temperatura do ar:*

A temperatura do ar registrada no dia da coleta não seguiu o padrão climatológico para a região, de acordo com a classificação de Köppen, pois maiores

valores estão compreendidos na primavera e outono e os menores associados ao verão e inverno (Figura 4, Tabela 5). A queda da temperatura no verão pode ter sido ocasionada por uma frente fria, portanto, um fator ambiental imprevisível. TUCCI-MOURA (1996) também registrou queda na temperatura do ar e aumento da velocidade do vento para o período de chuvas, o que provocou a desestratificação térmica da coluna d'água.

5.3 Variáveis físicas e químicas

- *Temperatura da água:*

A temperatura da água influencia nos processos biológicos, reações químicas e bioquímicas dos ecossistemas aquáticos podendo promover a circulação ou a estratificação da água, alterando assim a distribuição de gases (CO_2 e O_2), pH, condutividade elétrica e as concentrações de nutrientes (ESTEVES 1998; CALIJURI 1999).

Segundo PAYNE (1986), oscilações verticais de apenas $0,5^\circ\text{C}$ são suficientes para que se estabeleça estratificação térmica em ecossistemas aquáticos tropicais. HENRY (1999) destaca que é necessário um tempo de residência maior do que 40 dias para desenvolvimento de estratificação na coluna d'água.

Os valores de temperatura da água seguiram as oscilações da temperatura do ar (Figura 5, Tabela 6). Ressalta-se que em decorrência do elevadíssimo calor específico da água, os ambientes aquáticos apresentam quase sempre amplitudes térmicas inferiores às aquelas obtidas na atmosfera (LILIAMTIS 2007).

A faixa de temperatura encontrada no estudo favorece o aparecimento das cianobactérias que apresentam crescimento ótimo em temperaturas acima de 20°C . Além disso, os processos de decomposição também são acelerados, promovendo a eutrofização (SILVA 2005).

- *Transparência:*

A transparência medida pelo disco de Secchi representa a reflexão da luz na superfície do corpo d'água a qual é influenciada por partículas em suspensão, tais como bactérias, plâncton, detritos orgânicos e inorgânicos (WETZEL 2001; TUCCI 2002). Quanto maior o valor de transparência, maior a penetração de luz adequada à atividade fotossintética (GENTIL 2007).

TUCCI (2002) estudou a comunidade fitoplanctônica do Lago das Garças, SP (eutrófico). A autora obteve os menores valores de transparência em setembro e os maiores em junho justificados principalmente pela elevada biomassa de algas, também registrados por TUCCI-MOURA (1996), NOGUEIRA (1997), RAMIREZ (1996) e SANT'ANNA et al. (1989, 1997).

Os dados corroboram o presente estudo, com exceção do verão que possuiu valores semelhantes ao inverno devido a chuvas na semana anterior a coleta, responsável por diluir o corpo d'água (Figura 6, Tabela 7).

- *Zona eufótica:*

A zona eufótica alcançou o fundo do lago no inverno do Lago 1 (1,3 m) e no verão do Lago 2 (1,5 m), períodos em que a transparência da água apresentou valores mais elevados (Figura 6, Tabela 8). Os dados encontrados se assemelham a TUCCI (2002), embora o Lago das Garças seja mais profundo (4,5 m).

- *Potencial hidrogeniônico:*

O pH expressa a estabilidade química da água. Seus valores interferem e influenciam na fisiologia de diversas espécies e nas reações físico-químicas e bioquímicas da água em termos de velocidade de reação e viabilidade dos mesmos (LACERDA 2003).

Pode exercer efeitos sobre a solubilidade de nutrientes, como também sofrer variações em função dos processos fotossintéticos, respiratórios e de decomposição que interferem na concentração de íons H^+ e OH^- resultantes da

dissociação do ácido carbônico (H_2CO_3) e da hidrólise do bicarbonato (HCO_3^-), respectivamente (ESTEVEZ 1998; WETZEL 2001), o que pode deixar a água mais ácida.

De acordo com CETESB (2007) o pH ideal para proteção da vida aquática deve variar entre 6 e 9.

Os valores obtidos para o pH foram ligeiramente maiores no outono, dados que corrobora com SILVA (2005) e GENTIL (2007) (Figura 7, Tabela 9). Estes resultados podem estar relacionados ao aumento da taxa fotossintética do fitoplâncton devido a temperaturas mais altas no outono. O período de seca pode reduzir a velocidade das reações nos processos de decomposição (TUCCI-MOURA 1996; ESTEVES 1998). MATSUZAKI et al. (2004) e TUCCI (2002) também registraram os maiores valores de pH na época seca.

CARVALHO et al. (2000) afirmam que com o aumento das chuvas, o pH tende a subir e aproximar-se da neutralidade, pois ocorre maior diluição dos compostos dissolvidos e escoamento mais rápido, causado por um aumento no volume de água; isto faz com que a acidez da água diminua, fato ocorrido durante a estação do verão.

ESTEVEZ (1998) relata que as algas podem elevar o pH do meio através de assimilação do CO_2 durante o processo fotossintético e onde ocorrem florações de algas. CARVALHO (2003) estudou seis reservatórios do estado de São Paulo com diferentes graus de perturbação antrópica e o valor de pH máximo registrado foi 9,2 na primavera, dado muito semelhante ao encontrado nesse estudo.

As cianofíceas são consideradas por alguns autores como fortemente associadas aos altos valores de pH (BICUDO et al. 1999c; CALIJURI 1999). Estes mesmos autores discutem que em pH baixo a disponibilidade de CO_2 livre favorece as formas eucarióticas.

- *Condutividade:*

A condutividade elétrica é a medida da capacidade da água em conduzir corrente elétrica e será tanto maior, quanto maior for a concentração de íons

dissolvidos (ESTEVES 1998). MATSUZAKI et al. (2004) relata que valores elevados de condutividade elétrica indicam alto grau de decomposição de matéria orgânica que libera maior quantidade de íons na coluna d' água. Além disso, também detecta processo de eutrofização em corpos d' água e ajuda a identificar fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos. De acordo com MARGALEF (1986), as águas naturais, em geral, apresentam condutividade até 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

LEITE (1998) no Reservatório de Salto Grande, Americana (SP), observou que os valores mais elevados ocorreram no inverno, sendo 320 o valor máximo, dado próximo aos valores encontrados nesse estudo (Figura 8, Tabela 10). Segundo RAMIREZ (1996), que estudou o Lago das Garças (SP), o aumento da condutividade em novembro foi influenciado pela floração de *Microcystis*. Ressalta-se que os maiores valores de condutividade, DBO e coliformes foram no inverno, sugerindo-se que houve uma carga poluidora nesse período.

CARVALHO (2003) obteve os maiores valores no outono e inverno, podendo estar relacionados às estações do ano, principalmente na época em que a diluição dos poluentes é menor, em função da menor pluviosidade. Esse fato se aplica para o presente estudo, pois a chuva diminuiu a condutividade para a estação do verão, cujos valores foram os mais baixos.

- Turbidez:

A turbidez da água é a medida de sua capacidade em dispersar a radiação. Os principais responsáveis são os sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, entre outras (WETZEL 2001). De acordo com BOYD (1992) fitoplâncton é a maior fonte de turbidez de modo que a penetração de luz está relacionada com a sua abundância. A presença elevada de células fitoplanctônicas suspensas na água provoca sombreamento, afetando negativamente a taxa fotossintética da vegetação enraizada submersa e algas (GENTIL 2007).

Desse modo, observou-se a elevação da turbidez durante a primavera (Figura 9, Tabela 11), fato relacionado principalmente a floração de cianobactérias

filamentosas. Os valores de turbidez encontrados no presente trabalho assemelham-se a SILVA (2005).

- *Oxigênio dissolvido:*

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. A sua distribuição é governada pelo equilíbrio entre as entradas do gás provenientes da atmosfera, da produção pela fotossíntese e as perdas que estão relacionadas ao consumo pela decomposição de matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos (BEYRUTH 1996; KUBTIZA 1997; WETZEL 2001).

No período diurno, o fitoplâncton consome o gás carbônico da água e produz oxigênio; no período noturno, não há fotossíntese, ocorrendo somente a remoção do oxigênio da água e a liberação de gás carbônico, pela respiração, diminuindo o pH. Na primavera houve registro de peixe morto no Lago 2, muito provavelmente devido as condições inapropriadas, tais como falta de oxigênio na água e baixo pH.

Com relação ao oxigênio dissolvido, os valores mais elevados foram registrados na primavera (Figura 10, Tabela 12), principalmente na superfície, o que corrobora as observações feitas por TUCCI (2002) e GENTIL (2007). Os altos valores de oxigênio dissolvido estão relacionados ao processo fotossintético realizado pela quantidade excessiva de algas (MARGALEF 1986; ESTEVES 1998).

WOSIACK (2005) estudou cianobactérias do reservatório de Itaipu, PR, e registrou o menor valor de oxigênio em fevereiro o que pode ser atribuído a temperaturas mais elevadas que diminuem a solubilidade do oxigênio além de outros fatores como os processos de oxiredução e consumo. Essa informação não se aplica ao estudo, pois a chuva diminuiu a densidade dos organismos fitoplanctônicos, refletindo em valores mais baixos de oxigênio.

- *Demanda bioquímica de oxigênio:*

A DBO está associada, geralmente, ao nível trófico de um ecossistema aquático e é um parâmetro fundamental para o controle da poluição das águas por matéria orgânica. Alguns dos fatores que podem influenciar esta demanda são a temperatura, a turbulência, a população biológica envolvida no processo, a concentração de matéria orgânica e o lançamento de esgoto sanitário e resíduos industriais (BARRETO 1999).

Durante o período de estudo, as concentrações foram maiores no inverno (Figura 11, Tabela 13). Esse fato pode estar associado ao menor grau de diluição devido a ocorrência de menores índices pluviométricos (ROCHA 1999).

Os dados encontrados se assemelham ao efluente final da ETE do município de Novo Horizonte, estudado por FALCO (2005).

- *Fósforo Total e Ortofosfato:*

O fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macronutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células e é indispensável ao crescimento das algas, pois faz parte da composição de importantes compostos celulares diretamente ligados ao armazenamento de energia da célula, como ATP e GTP (ESTEVES 1998).

De acordo com WETZEL (2001), o fósforo encontra-se sob diversas formas na coluna d'água, sendo o fosfato solúvel reativo ($P-PO_4$) a forma mais utilizada pelos organismos produtores do sistema, tornando-se um fator limitante para tais organismos em ambientes naturais. A temperatura elevada promove aceleração do metabolismo, fazendo com que o $P-PO_4$ seja assimilado e incorporado rapidamente à biomassa (ESTEVES 1998; WETZEL 2001).

Além disso, a solubilização de fósforo do sedimento e a morte dos organismos aquáticos, inclusive das algas, também contribuem com elevação de sua concentração (VINATEA-ARANA 1997). Segundo RAMIREZ (1996), o aumento das concentrações de fósforo para o fundo pode ser explicado pela sedimentação de

partículas algais e pela sedimentação do fósforo particulado que, segundo WETZEL (2001), representa ao redor de 70% do fósforo total.

Os maiores valores para fósforo total e ortofosfato foram registrados para o outono e inverno (Figuras 12 e 13, Tabelas 14 e 15). Os dados corrobora com SILVA (2005) que sugere que esta situação de maior concentração de nutrientes no período de seca deva-se à baixa renovação da água que ocorre neste período. No verão foi registrado alto valor para fósforo total, fato explicado pela turbulência causada pela chuva, sendo responsável pela ressuspensão do sedimento.

CARMO (2000) estudou o aporte de nutrientes para o Lago das Garças, SP, e registrou concentrações de fósforo total variando entre 0,058 a 0,247 mg.L⁻¹. Valores semelhantes foram obtidos por TUCCI (2002) e são abaixo do que foi encontrado nesse estudo.

“Em lagos tropicais, onde a temperatura da água é mais elevada, o metabolismo dos organismos aumenta fazendo com que o P-PO₄ seja assimilado mais rapidamente e incorporado rapidamente à biomassa, o que poderia justificar os resultados abaixo do limite obtidos” (TUCCI 2002).

- *Nitrogênio total e Nitrogênio amoniacal:*

Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos. São tidos como macronutrientes, pois após o carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. É também indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (ESTEVES 1998).

No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas reduzidas (nitrogênio orgânico e amoniacal) e oxidadas (nitrito e nitrato). Em um corpo d'água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição (poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto uma poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato) (LILIAMTIS 2007).

Segundo WETZEL (2001), na zona trofогênica o amônio é rapidamente assimilado pelas algas, o que o torna fonte mais significativa de nitrogênio para o fitoplâncton.

A presença de íons amônio (NH_4^+) dissolvidos depende, principalmente do pH e da temperatura da água: pH acima de 9,0 e temperatura acima de $26,0^\circ\text{C}$ favorecem a conversão de NH_4^+ a NH_3 e aumentam a concentração deste último para níveis que podem ser tóxicos ou letais para peixes e demais organismos aquáticos. Por outro lado, em pH abaixo de 7,0 e temperatura abaixo de $26,0^\circ\text{C}$, a fração de NH_4^+ é predominante na reação de equilíbrio (VINATEA-ARANA 1997; WETZEL 2001).

Os maiores valores para nitrogênio total e amoniacal foram registrados para a primavera e verão (Figuras 14 e 15, Tabelas 16 e 17). Os dados corroboram com GENTIL (2007).

5.4 Variáveis biológicas

- *Coliformes Totais e Termotolerantes:*

Sob o ponto de vista da contaminação das águas naturais por esgotos domésticos, grande importância possui a análise microbiológica, sobretudo os níveis de coliformes totais e termotolerantes, que determinam indiretamente a possibilidade da presença de organismos nocivos à saúde humana (BRANCO 1986).

O uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme total, porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente enquanto as bactérias totais podem ser encontradas normalmente no solo e sobre a vegetação. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratífóide, desintéria bacilar e cólera (CARVALHO 2003; CETESB 2007).

Durante o estudo, observou-se que os coliformes se sedimentam ao longo da série de reservatórios, apresentando maiores valores para o Lago 1. Nota-se ainda valores muito elevados para o inverno, sugerindo-se que houve uma descarga de poluentes nesse período (Figura 16, Tabela 18).

- *Clorofila-a e feofitina:*

A clorofila-a é utilizada para estimar a biomassa fitoplanctônica, e considera os organismos viáveis do ecossistema, ou seja, os que ainda são capazes de converter energia luminosa em energia química armazenada que pode ser disponibilizada para os demais níveis tróficos (WETZEL 2001).

Diversos fatores influenciam a produção primária pelo fitoplâncton, tais como, temperatura da água, pH, gases dissolvidos (oxigênio e gás carbônico), disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo e transparência da água (SÁ JÚNIOR 1994). Além das variáveis ambientais acima citadas, processos biológicos também podem interferir na produção primária fitoplanctônica, tais como, herbivoria pelo zooplâncton e por peixes (GENTIL 2007).

Quando as células morrem, a clorofila-a e outros tipos de clorofila (b e c) se degradam convertendo-se em feopigmentos. Deve-se considerar que uma porção significativa das células das algas da coluna d'água já não é viável, e que em alguns lagos, as concentrações de feopigmentos ao longo do ano chegam a ser iguais, ou mesmo superiores, aos valores (WETZEL 2001).

Os pesqueiros amostrados por SILVA (2005) apresentaram valores médios de feofitina inferiores aos valores médios de clorofila-a nos dois períodos amostrados, dados que corrobora o presente estudo.

A clorofila-a apresenta valores mais altos na primavera, enquanto a feofitina é mais elevada no outono (Figuras 17 e 18, Tabelas 19 e 20). Comparando com a densidade total do fitoplâncton, o inverno apresentou maiores valores relacionados a *Chroococcus minutus*. A densidade total da primavera foi composta por *Cylindrospermopsis raciborskii*, refletindo em altos índices de clorofila-a. O outono apresentou os valores mais elevados de feofitina e alta densidade de uma

espécie denominada Colônia, que não foi identificada pela dificuldade por causa do seu estado de senescência no momento da coleta.

WOSIACK (2005) também encontrou baixas coincidências existentes entre a densidade de cianobactérias e clorofila-a existente em alguns pontos amostrados e sugeriu que podem ser decorrentes do estado fisiológico da população algal.

- *Composição florística:*

O conhecimento sobre a biodiversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica é imprescindível em estudos de avaliação, monitoramento e recuperação de ecossistemas aquáticos, permitindo conhecer as relações entre as variáveis ambientais e a ocorrência de determinadas espécies sob determinadas condições (STEVENSON e SMOL 2003).

Durante o período de estudo foram identificados 125 táxons distribuídos em 12 classes. A classe com maior representatividade foi Chlorophyceae com 38,8%, seguida por Cyanobacteria (23,8%), Euglenophyceae (8,7%), Cryptophyceae (6,3%), Zygnemaphyceae (5,5%), Bacillariophyceae (4,7%) e 11,1% para as demais classes (Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae, Craspedomonadophyceae e Fragilariophyceae) (Figura 19).

Do total de táxons identificados, a classe Chlorophyceae foi a que apresentou maior riqueza, contribuindo com 14% deste total na primavera, 38% no verão, 45% no outono e 43% no inverno (Figura 20). Em ambientes tropicais e eutróficos, a classe Chlorophyceae contribui com grande número de espécies, conforme já demonstrado por diversos autores, tais como: BEYRUTH (1996), TUCCI-MOURA (1996), SANT'ANNA et al. (1997), CALIJURI (1999), TUCCI (2002), CARVALHO (2003), MATSUZAKI et al. (2004), FALCO (2005), SILVA (2005), GENTIL (2007), entre outros que estudaram lagos brasileiros eutrofizados.

A classe Cyanobacteria foi a segunda em representatividade, contribuindo com 38% na primavera, 19% no verão, 27% no tanto no outono quanto no inverno (Figura 20). A classe foi mais representativa para a época da primavera, corroborando com outros estudos que enfatizam a importância das cianobactérias

para a composição de ambientes tropicais rasos e eutróficos (SANT'ANNA et al. 1997; HUSZAR et al. 2000; TUCCI e SANT'ANNA 2003; SILVA 2005).

MATSUZAKI et al. (2004) observaram que as classes mais comuns para um pesqueiro foram Chlorophyceae e Cyanobacteria nas condições que se assemelham a este trabalho: ambiente raso e com boa disponibilidade de nutrientes.

- *Densidade, biovolume e estimativa de células:*

O biovolume e a estimativa do número de células apresentaram valores mais elevados na primavera, com expressiva participação de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Já a densidade total apresentou os maiores valores no inverno representados por *Chroococcus minutus*.

TUCCI (2002) relata que o valor máximo de densidade da comunidade fitoplanctônica foi registrado no inverno/98, enquanto que o valor máximo de biovolume foi registrado no início da primavera/97 (Figura 6). Chlorophyceae, Cyanophyceae e Cryptophyceae representaram 90% da densidade total da comunidade. Em relação ao biovolume, as classes Cyanophyceae, Cryptophyceae e Dinophyceae somaram mais de 80% do biovolume total da comunidade.

A elevação do biovolume das cianobactérias na primavera refletiu nos maiores valores de turbidez, clorofila-a, oxigênio dissolvido e pH que podem ser consequência de maior atividade fotossintética, devido ao aumento da temperatura da água e da concentração de nitrogênio amoniacal, sendo análises estatísticas. Os altos índices de densidade encontrados no inverno relacionam-se com altas concentrações de condutividade e de ortofosfato (Figura 31, Tabela 31).

O biovolume é utilizado para estimar a biomassa fitoplanctônica levando em conta, além da densidade (org/mL), também o tamanho do organismo e sua forma, permitindo resultados mais comparáveis (WETZEL 2001). Assim, espécies de tamanhos pequenos podem apresentar elevada densidade, mas, em termos de biovolume contribuem menos para a biomassa total, se comparadas a espécies menos abundantes, porém, com tamanhos maiores (GENTIL 2007).

Neste estudo, biovolume das espécies da classe Cyanobacteria e os resultados mostraram diferenças entre biovolume e densidade de algumas espécies (Figuras 22 a 26, Tabelas 22 e 23).

Observa-se que espécies com dimensões menores, tais como, *Chroococcus minutus* (Chroococcaceae), *Pseudanabaena mucicola* (Pseudanabaenaceae), *Merismopedia tenuissima* (Merismopediaceae) contribuíram mais com a densidade total do que com a biomassa, relacionando a outras espécies de maiores dimensões como *Microcystis aeruginosa* (Microcystaceae) e as filamentosas *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocaceae) e *Planktothrix agardii* (Phormidiaceae) em função do volume de suas colônias ou filamentos. A estimativa do número de células foi mais elevada na classe Merismopediaceae com as espécies *Aphanocapsa incerta*, *Coelosphaerium evidenter-marginatum* e *Sphaerovacuum brasiliensis*.

SILVA (2005), estudando populações de *Microcystis* de 20 pesqueiros, verificou que, apesar da ocorrência de espécies de cianobactérias picoplantônicas (em sua maioria), tais como espécies de *Aphanocapsa*, *Merismopedia* e *Synechococcus* terem contribuído mais em densidade, nos períodos de seca e chuva, o biovolume mostrou que as espécies de *Microcystis* contribuíram muito mais para a biomassa, em função do maior volume de suas colônias, provavelmente contribuindo significativamente para a taxa fotossintética e dinâmica do sistema.

GENTIL (2007) calculou o biovolume para todas as espécies encontradas em seu estudo. Em relação às cianobactérias, destaca-se *Aphanocapsa delicatissima*, *Synechococcus nidulans* e *Synechocystis* sp (Cyanobacteria) como espécies de dimensões menores e que contribuíram menos para a biomassa total em relação a espécies de maiores dimensões, como *Aphanocapsa* cf. *holsatica*, *A. holsatica* e *A. incerta* (Cyanobacteria).

- Espécies descritoras

Onze espécies foram consideradas descritoras para o estudo, contribuindo com 93,8% da densidade total (Tabela 24), e as maiores contribuições foram das

classes Cyanobacteria e Chlorophyceae que vêm evidenciar o predomínio de tais classes sob condições de elevada eutrofização. (GENTIL 2007).

Do total de espécies descritoras, a maior contribuição foi dada pela classe Cyanobacteria, cujas espécies que mais se destacaram foram *Chroococcus minutus* (48,4%) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (31,0%).

A maioria dos estudos sobre a distribuição e abundância do fitoplâncton tem sido realizada considerando-se a comunidade total ou então os grandes grupos taxonômicos (MARINHO e HUSZAR 2002). No entanto, estudos que enfocam as mudanças do fitoplâncton abordando suas estratégias adaptativas (C, S, R-estrategistas) e grupos de espécies (grupos funcionais) descritoras das condições ambientais são mais apropriados, pois o tamanho e a forma das algas estão diretamente ligados às suas adaptações fisiológicas, permitindo predizer de maneira mais efetiva as condições do ambiente do que os grupos filogenéticos (REYNOLDS 1997; HUSZAR et al. 2000; REYNOLDS et al. 2002; MARINHO e HUSZAR 2002).

O presente estudo foi caracterizado por espécies descritoras que podem constituir grupos de associações que melhor refletem o estado de trofia dos lagos analisados. As espécies pertencem a sete grupos funcionais principais, revelando um ambiente eutrófico onde ocorrem mistura vertical da coluna d'água, com espécies tolerantes a falta de nutrientes, a ambientes rasos e sensíveis a baixa luminosidade e a chuvas intensas. Os grupos funcionais e suas respectivas espécies estão listados abaixo:

1) grupo S1, caracterizado por espécies filamentosas, que habitam ambientes turvos com mistura vertical da água, tolerantes a falta de disponibilidade de luz e sensíveis a inundações, como ocorre com *Planktothrix agardi*, *Planktothrix isothrix* e *Pseudanabaena mucicola*; 2) grupo S_N, caracterizado por espécies de hábitos solitários, que habitam ambientes quentes com mistura vertical da água, tolerantes a falta de nitrogênio e sensíveis a inundações, como ocorre com *Cylindrospermopsis raciborskii*; 3) grupo Z, caracterizado por espécies procarióticas picoplanctônicas, que habitam ambientes com mistura vertical da água, tolerantes a pouco nutriente e sensíveis a falta de predação, como ocorre com *Chroococcus minutus*; 4) grupo X3, caracterizado por espécies eucarióticas picoplanctônicas, que

habitam ambientes rasos e com mistura vertical da água, tolerantes a baixa profundidade e sensíveis a mistura vertical da coluna d'água e a predação, como ocorre com *Pseudodidymocystis fina*; 5) grupo X1, caracterizado por espécies que habitam ambientes rasos, com mistura vertical da água e eutrofizados, tolerantes a estratificação e sensíveis ao déficit de nutrientes e a predação, como ocorre com *Monoraphidium contortum*; 6) grupo L_O, caracterizado por espécies que habitam o epilimnio, tolerantes a diferenciados nutrientes e sensíveis a mistura prolongada ou profunda da coluna d'água, como ocorre com *Merismopedia tenuissima*; 7) grupo M, caracterizado por espécies coloniais, que habitam ambientes com mistura vertical da coluna d'água e lagos de baixa latitude, tolerantes a alta radiação solar e sensíveis a inundações e baixa disponibilidade de luz, como ocorre em *Microcystis aeruginosa*; 8) *Geitlerinema unigranulatum* e *Colônia* não foram classificados nos grupos funcionais de REYNOLDS et al. (2002).

5.5 Índices biológicos

Em relação à comunidade fitoplanctônica, foram identificados 21 táxons para a primavera, 71 táxons para o verão, 74 táxons para o outono e 81 táxons para o inverno, distribuídos em doze classes (Figura 27, Tabela 25).

A riqueza de espécies é reduzida para o mês de setembro por causa da floração de *Cylindrospermopsis raciborskii*, que mesmo possuindo tricomas finos e alongados, a sua densidade foi tão elevada que a se comportou como se fosse de *Microcystis* promovendo o sombreamento para as demais espécies fitoplanctônicas não permitindo a co-existências de muitas espécies (TUCCI e SANT'ANNA 2003). Esse fato foi responsável pelos baixos valores de diversidade e equitabilidade e os altos valores de dominância (Figuras 28, 29 e 30, Tabelas 26, 27 e 28).

TUCCI e SANT'ANNA (2003) mencionaram que o sucesso ecológico de *C. raciborskii* está diretamente relacionado a tolerância à baixa luminosidade e alta afinidade com amônio. A PCA e CCA mostraram que durante a floração de *C. raciborskii* (primavera) foram registradas, em média, altas temperatura da água,

turbidez, pH e oxigênio dissolvido. Assim sendo, consideramos que estes foram os fatores fundamentais para o desenvolvimento dessa floração no Lago das Garças e os mesmos encontrados estatisticamente neste estudo (Figura 32, Tabela 32).

SOUZA et al. (1998), ao acompanharem a variação sazonal de *C. raciborskii* no Rio Pequeno, braço da Represa Billings, SP, concluíram que o desenvolvimento da espécie foi favorecido por valores elevados de temperatura da água, do pH e da concentração de oxigênio dissolvido.

Segundo TUCCI e SANT'ANNA (2003) o fato do nitrogênio nunca ser fator limitando no lago, sobretudo o íon amônio que é a forma preferencial de absorção do nitrogênio, descarta a estratégia de fixação de nitrogênio atmosférico por heterocistos, não havendo necessidade de formação e de gasto energético.

No inverno, houve floração de *Chroococcus minutus*. Sua floração permitiu a co-existência de outras espécies devido ao seu tamanho reduzido. A riqueza e a dominância para o período foram altas, mas a diversidade e equitabilidade foram baixas.

BORGES (2006) relata que *Synechocystis aquatilis*, espécie do mesmo grupo funcional de *Chroococcus minutus*, tem sido freqüentemente associada às condições de mistura total da coluna d'água. A ACC evidenciou que estes táxons ocorreram em condições de maior precipitação pluviométrica, maiores valores de pH, condutividade elétrica e alcalinidade, bem como maior abundância de rotífera e copepoditos e adultos de calanoida. No presente estudo, a estatística está relacionada apenas a condutividade elétrica e ao ortofosfato.

Estudos realizados no Lago das Garças demonstraram uma tendência de elevada dominância na primavera quando as cianobactérias formam florações, refletindo nos valores mais baixos de diversidade, riqueza e equitabilidade (RAMIREZ 1996; TUCCI-MOURA 1996; SANT'ANNA et al. 1997; GENTIL 2000).

Podemos destacar no presente estudo a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* na época de primavera, pois elevadas densidades decorrem de boas adaptações às condições físicas, químicas e biológicas reinantes no ambiente (BEYRUTH 1996; GENTIL 2000). Essa cianobactéria produz duas toxinas: a cilindrospermopsina, um alcalóide com ação no fígado e rins (OHTANI et al. 1992;

LAGOS et al. 1999) e a toxina paralisante do tipo PSP (Paralytic Shellfish Poisons), que age no sistema neuromuscular (LAGOS et al. 1999). É preocupante para a Saúde Pública o consumo de peixes por pescadores clandestinos no entorno (CARMO 2000; Anexo 1) que podem estar contaminados por estas toxinas.

FERRAGUT (2004) estudou um lago oligotrófico na cidade de São Paulo promovendo vários enriquecimentos por nitrogênio e fósforo. A autora verificou que a adição isolada e combinada de fósforo elevou a riqueza e densidade de clorofíceas e a adição de nitrogênio e/ou fósforo aumentou a abundância de cianobactérias e clorofíceas. Assim como GENTIL (2007), esse presente estudo também sofreu interferência das concentrações de nitrogênio e fósforo que podem ter favorecido a elevada densidade das classes Chlorophyceae e Cyanobacteria.

As clorofíceas possuem elevada taxa de crescimento e perdas, exigindo grande demanda de nutrientes. Por isso, a importância da oferta adequada de fósforo e nitrogênio para essa classe de algas atingir sua taxa ótima de crescimento (REYNOLDS 1984). O verão foi o único período em que as espécies abundantes foram da Classe Chlorophyceae, relacionada a diluição do meio por causa da intensa chuva na semana anterior a coleta. No outono, a diversidade e equitabilidade foram altas e dominância baixa, porém a maioria das espécies abundante pertence à Classe Cyanobacteria (Tabela 29).

A relação nitrogênio:fósforo (N:P) é importante na determinação da biomassa fitoplanctônica e na composição de espécies. Assim, haverá dominância de determinadas espécies conforme a resposta as diferentes proporções entre os dois nutrientes (MATHEUS e BARBIERI 1999). Segundo os autores, a menor relação N:P favorece as cianobactérias, por estas possuírem capacidade de absorver nitrogênio atmosférico quando nitrogênio combinado se encontra limitante na água, por outro lado, maior relação N:P pode favorecer o aumento das clorofíceas.

De acordo com JENSEN et al. (1994), que estudaram o impacto dos nutrientes sobre a comunidade fitoplanctônica em lagos rasos, altas concentrações de fósforo total favorecem o crescimento das clorofíceas, concentrações intermediárias favorecem as cianobactérias não heterocitadas e baixas concentrações favorecem as

cianobactérias heterocitadas, resultados que concordam com aqueles registrados no presente trabalho (GENTIL 2007).

5.6 Índice de estado trófico

O índice de comunidade fitoplanctônica com IET constitui importante instrumento para avaliação da qualidade do corpo d'água, pois, como afirma CARVALHO (2003), este índice é bastante sensível para refletir a qualidade do ambiente.

Nesse índice, os resultados correspondentes ao fósforo, IET(P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila a, IET(CL), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas (CETESB 2007).

Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo. Deve-se ter em conta que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização encontre-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila a certamente coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila a irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo (CETESB 2007).

Segundo MERCANTE e TUCCI-MOURA (1999) a aplicação destes índices deve ser feita com cautela e devem ser utilizados somente como um indicador do potencial do estado trófico. É importante considerar os aspectos da dinâmica temporal e espacial das variáveis físicas, químicas e biológicas do sistema, além dos diferentes compartimentos de cada sistema principalmente em relação ao conteúdo de nitrogênio e fósforo e os aspectos regionais particulares de cada bacia hidrográfica.

De acordo com MERCANTE et al. (2004), os pesqueiros analisados no presente estudo são considerados eutróficos a hipereutróficos, portanto, nitrogênio e fósforo não constituem fatores limitantes ao desenvolvimento do fitoplâncton, pelo contrário, são os principais elementos que favorecem as condições eutróficas de tais ambientes, favorecendo o desenvolvimento desses organismos (Tabela 30), dado que corromba com SILVA (2005) e GENTIL (2007) que estudaram pesqueiros que recebem adição de ração e TUCCI (2002) que pesquisou um Lago urbano com florações de cianobactérias, afluente dos três reservatórios em estudo.

6 CONCLUSÕES

1) A primavera associou-se com os maiores valores de temperatura da água e nitrogênio amoniacal. Essas variáveis contribuíram para a proliferação de cianobactérias, responsáveis pela alta turbidez, pH, oxigênio dissolvido e clorofila-a.

2) O verão esteve associado com as seguintes variáveis físicas e químicas: fósforo total e transparência, condição derivada de chuvas intensas que diluíram o corpo d'água.

3) O outono apresenta características de todas as estações podendo ser considerado um período de transição. Além disso, apresentou os valores mais elevados para feofitina indicando que nesse período a comunidade fitoplanctônica estava em estado de senescência.

4) O inverno caracterizou-se por elevada condutividade e ortofosfato. Também apresentou os maiores valores de DBO e coliformes, sugerindo uma descarga de esgoto no Lago das Garças. Foi caracterizado pela alta densidade de *Chroococcus minutus*, talvez decorrente da mistura vertical da coluna d'água.

5) Não houve diferenças significativas quanto a variáveis físicas e químicas e biológicas entre superfície e fundo, nem entre os 3 Lagos, podendo ser considerados um só reservatório para estudos futuros. Portanto, não houve melhoria na qualidade da água durante a série.

6) As condições hipereutróficas dos sistemas analisados contribuíram para florações durante todo o período (exceto no verão por ocorrência de chuvas), sendo na primavera de *Cylindrospermopsis raciborskii*, no outono de uma colônia não identificada devido ao grau elevado de senescência da comunidade e no inverno de *Chroococcus minutus*.

7) A comunidade fitoplanctônica respondeu sazonalmente às estações do ano, predominando a classe Cyanophyceae na primavera e Chlorophyceae nas demais estações.

8) As espécies descritoras que podem ser consideradas como bioindicadoras de poluição foram *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Chroococcus minutus*, que juntas contribuíram com 79,4% de toda densidade deste estudo.

9) Espécies com dimensões menores contribuíram mais com a densidade total do que com a biomassa. Por outro lado, espécies coloniais e filamentosas estão relacionadas a maiores dimensões e conseqüente biovolume elevado, tais como *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix*. A estimativa do número de células foi maior na classe Merismopediaceae.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Saber A. Geomorfologia do sítio urbano de São Paulo. **Bolm Fac. Filos. Ciênc Letras Univ S Paulo** 1957; 219: 1-355 (Série Geografia 12).

Anagnostidis K, Komárek J. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 3: Oscillatoriales. **Algological Studies** 1988; 50(53): 327-472.

[APHA] American Public Health Association, [AWWA] American Water Works Association, [WEF] Water Environmental Federation. **Standard Methods for the Examination of water and Wastewater**. 20th ed. Washington: American Public Health Association; 1998.

Araújo A, Bicudo CEM, Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 22: Zygnemaphyceae (gêneros *Actinotaenium*, *Cosmarium* e *Heimansia*). **Hoehnea** 2006; 33(2): 219-237.

Arndt U, Schweizer A. The use of bioindicators for environmental monitoring in tropical and subtropical countries. In: Ellenberg H. **Biological monitoring: signals from the environment**. Braunschweig: Vieweg; 1991.

Azevedo MTP, Nogueira NMC, Sant'Anna CL. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 8: Cyanophyceae. **Hoehnea** 1996; 23(1): 1-38.

Azevedo SMFO. Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. In: **IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia**. Recife: Livro de Resumos; 1996. p.84.

Azevedo SMFO. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a Saúde Pública. **Medicina On line** [Revista virtual de Medicina] 1998; 1(3). Disponível em <URL: http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm> [14 jan 2006]

Barbosa FAR, Padisák J, Espíndola ELG, Borics G, Rocha O. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the river Tietê basin, São Paulo State, Brazil. In: Tundisi JG, Straskraba M (Eds). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. São Carlos: International Institute of Ecology; 1999. p.425-437.

Barbosa LM, Potomati A, Peccinini AL. O PEFI: histórico e legislação. In: Bicudo DC, Forti MC, Bicudo CEM (Orgs). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidades de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; 2002. p.15-28.

Barreto AS. **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas e a sua quantificação no sedimento e água**. São Carlos; 1999. [Tese – Escola de Engenharia de São Carlos da USP].

Beyruth Z. **Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental.** São Paulo; 1996. [Tese – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Bezerra-Neto JF, Pinto-Coelho RM. A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. **Maringá** 2002; 24(3): 285-290.

Bicudo CEM. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 1: Chloromonadophyceae. **Hoehnea** 1991; 18(1): 77-85.

Bicudo CEM. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 7: Prasinophyceae. **Hoehnea** 1995; 22(1/2): 61-75.

Bicudo CEM. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 18: Chlorophyceae (Volvocales). **Rev. bras. Bot.** 2004; 1: 85-102.

Bicudo CEM, Bicudo DC. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 14: Craspedomonadophyceae. **Hoehnea** 2001; 28(1): 21-38.

Bicudo CEM, Bicudo DC, Ferragut, C, Lopes MRM. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 17: Chrysophyceae. **Hoehnea** 2003; 30(2): 127-153.

Bicudo CEM, Carmo CF, Bicudo DC, Henry R, Pião ACS, Santos CM, Lopes MRM. Morfologia e morfometria de três reservatórios do PEFI. In: Bicudo DC, Forti MC, Bicudo CEM (Orgs). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidades de conservação que resiste à urbanização de São Paulo.** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; 2002.

Bicudo CEM, Pereira FC. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 16: Chlorophyceae (Ulotrichales). **Hoehnea** 2003; 30(1): 31-37.

Bicudo CEM, Ramirez, JJ, Tucci, A, Bicudo DC. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambientes eutrofizado: o Lago das Garças, São Paulo. In: Henry R (Ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO; 1999c. p.449-507.

Bicudo CEM, Santos IC. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 15: Chlorophyceae (Trentepohliales). **Hoehnea** 2001; 28(3): 183-190.

Bicudo CEM, Sormus L, Schetty SP. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 9: Zygnemaphyceae (Peniaceae). **Hoehnea** 1997; 24(1): 101-105.

Bicudo CEM, Sormus L, Schetty SP. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 11: Zygnemaphyceae (Desmidiaceae, 1: *Haplotaenium*, *Pleurotaenium*, *Tetmemorus* e *Triploceras*). **Hoehnea** 1998; 25(1): 33-43.

Bicudo CEM, Sormus L, Schetty SP. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 12: Zygnemaphyceae (Desmidiaceae, 2: *Desmidium*, *Groenbladia*, *Hyalotheca*, *Spondylosium* e *Teilingia*). **Hoehnea** 1999a; 26(1): 75-85.

Bicudo DC, Bicudo CEM, Oliveira AM, Ferragut C, Fonseca BM, Lopes MRM, Lima IRN. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. **Hoehnea** 2006; 33(3): 291-316.

Bicudo DC, Morandi LL, Ludwing TAV. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 13: Bacillariophyceae (Eunotiales). **Hoehnea** 1999d; 26(2): 173-184.

Bicudo DC, Oliveira AM, Ferragut C, Bicudo CEM. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 19: Eustigmatophyceae. **Hoehnea** 2004; 31(2): 97-101.

Bicudo DC, Tucci A, Ramírez JJR, Carmo CF, Nogueira NMC, Bicudo CEM. Escala de amostragem e variabilidade de fatores limnológicos em reservatório eutrofizado (Lago das Garças, São Paulo). In: Henry R (Ed). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP; 1999c. p.409-448.

Borges PAF. **Estrutura e dinâmica do fitoplâncton nos reservatórios de Segredo e Parigot de Souza (Estado do Paraná, Brasil)**. Maringá; 2006. [Dissertação – Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá].

Bourelly P. **Les algues d'eau douce: initiation à la systematique, 2: les algues jaunes et brunes, les Chrysophycées, Phéophycées, Xantophycées et Diatomomées**. Paris: Éditions N. Boubée; 1981. v.2.

Bourelly P. **Les algues d'eau douce: initiation à la systematique, 3: les algues blanches et rouges, les Eugléniens, Peridiniens, et Cryptomonadinas**. Paris: Éditions N. Boubée; 1985. v.3.

Bouvy M, Falcão D, Marinho M, Pagano M, Moura A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**. 2000; 23: 13-27.

Boyd C. **Water quality management for fish culture**. Elsevier. Amsterdam; 1992.

Branco SM. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo: CETESB; 1986.

Calijuri MC. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)**. São Carlos; 1999. [Tese – Escola de Engenharia da USP].

Carmichael WW, An JS, Azevedo SMFO, Lau S, Rinehart KL, Jochimsen EM, Holmes CEM, Silva JB. Analysis for microcystins involved in outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil. In: **IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxinologia**; Recife: Livro de Resumos; 1996.

Carmo CF. **Aporte de nutrientes, nitrogênio e fósforo, e sua relação com os impactos antropogênicos em um lago urbano, São Paulo, SP, Brasil**. São Carlos; 2000. [Dissertação – Escola de Engenharia da USP].

Carmo CF, Henry R, Bicudo DC, Bicudo CEM. A degradação nos reservatórios do PEFI. In: Bicudo DC, Forti MC, Bicudo CEM (Orgs). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidades de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; 2002. p.271-296.

Carvalho MD. **Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no estado de São Paulo**. São Paulo; 2003. [Tese – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Carvalho AR, Schlittler FHM, Tornisiello VL. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova** 2000; 23(5)

Castro AAJ, Bicudo CEM, Bicudo DC. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 2: Cryptophyceae. **Hoehnea** 1991; 18(1): 87-106.

[CETESB] Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB; 2007.

Chorus I, Bartram J. **Toxic Cyanobacteria in Water**. London: World Health Organization; 1999.

Cole G. **Textbook of limnology**. Saint Louis: The C.V. Mosby; 1975.

Creitz GI, Richards FA. The estimation and characterization of plankton populations by pigment analyses. III. A note on the use of “Milipore” membrane filters in the estimation of plankton pigments. **J. Mar. Res.** 1955; 14: 211-216.

Crossetti LO. **Efeitos do empobrecimento experimental de nutrientes sobre a comunidade fitoplanctônica em reservatório eutrófico raso, Lago das Garças, São Paulo**. Ribeirão Preto; 2002. [Dissertação – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP].

Edler L (Ed). Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea: phytoplankton and chlorophyll. **The Baltic Marine Biologists** 1979; 5: 1-38.

Elkis IC, Bicudo CEM, Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. **Hoehnea** 2006; 33(4): 511-520.

[EMPLASA] **Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano SA. Carta de Uso e Ocupação do Solo da R.M.S.P.** (baseada nos levantamentos aerofotogramétricos de 80-81): São Paulo(SP). SF-23-Y-C-VI-2-SO-B. São Paulo. 1993 (Escala 1:10.000).

[EMPLASA] **Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano SA. Carta de Uso e Ocupação do Solo da R.M.S.P.** (baseada nos levantamentos aerofotogramétricos de 80-81): São Paulo(SP). SF-23-Y-C-VI-2-SE-A. São Paulo. 1996 (Escala 1:10.000).

Espíndola ELG. **Limnologia de represas: alguns fatores determinantes.** São Carlos; 2001. [Tese de Livre Docência – Escola de Engenharia da USP].

Esteves FA. **Fundamentos de limnologia.** 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência; 1998.

Falco PB. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal.** São Carlos; 2005. [Tese - Escola de Engenharia da USP]

Fattori AP (Ed). **Observações de superfície efetuadas na Estação Meteorológica – 1999.** São Paulo: IAG/USP; 2000.

Fernandes AJ, Reis LAM, Carvalho A. Caracterização do meio físico. In: Bicudo DC, Forti MC, Bicudo CEM (Orgs). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidades de conservação que resiste à urbanização de São Paulo.** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; 2002. p.49-62.

Ferragut C. **Respostas das algas perifíticas e planctônicas à manipulação de nutrientes (N e P) em reservatório urbano (Lago do IAG, São Paulo).** Rio Claro; 2004 [Tese - Instituto de Biociências da UNESP].

Fidalgo O. **Relatório das atividades do Instituto de Botânica no período de 1956-1971.** Secretaria da Agricultura. São Paulo; 1972.

Fidalgo O. **Relatório da gestão de Oswaldo Fidalgo: 16 de abril de 1969 a 1o de janeiro de 1973.** Secretaria da Agricultura. São Paulo; 1973.

Gentil RC. **Variação sazonal do fitoplâncton de um lago subtropical eutrófico e aspectos sanitários, São Paulo, SP.** São Paulo; 2000. [Dissertação – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Gentil RC. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, em dois períodos: primavera e verão.** São Paulo; 2007. [Tese - Instituto de Botânica da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo].

Gil-Gil F. **Fracionamento da produção primária em dois sistemas com diferentes níveis tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo.** São Paulo; 2004. [Tese – Instituto de Biociências da USP].

Golterman HL, Clymo RS, Ohnstad MAM. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater.** 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific Publication; 1978.

Google Earth. **Google Earth –Explore, Search and Discover** [computer program]. Version 3.0 – Public Beta. Califórnia (USA); 2007. Available from: <URL: <<http://earth.google.com>> [2007 jan 14]

Henry R. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in brazilian reservoirs. In: Tundisi JG, Straskraba M (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** São Carlos: International Institute of Ecology, Backhuys Publishers e Brazilian Academy of Sciences; 1999.

Hillebrand H, Dürselen CD, Kirschtel D, Pollinger U, Zohary T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.** 1999; 35: 403-424.

Hoehne FC. **Relatório anual do Instituto de Botânica: exercício de 1948.** Secretaria da Agricultura. São Paulo; 1949.

Hoehne FC, Kuhlmann M, Handro O. **O Jardim Botânico de São Paulo.** Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio. São Paulo; 1941.

Honda RY. **Estudos taxonômicos e de desenvolvimento in vitro de Microcystis spp (Cyanobacteria/Cyanophyceae) isoladas de corpos d'água do Estado de São Paulo.** São Paulo; 2005. [Dissertação – Instituto de Botânica de São Paulo].

Huszar VLM, Silva LHS, Marinho MM, Domingos P, Sant'Anna, CL. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. In: Reynolds CS, Dokulil M, Padisák J (eds.). **The trophic spectrum revisited: The influence of trophic state on the assembly of phytoplankton communities.** Dordrecht : Academic Publishers; 2000. p. 67-77.

[IAC] Instituto Agronômico de Campinas. **Ciiagro Online.** Campinas; 2006. Disponível em: <<http://ciiagro.iac.sp.gov.br/>> [30 jun 2006].

Ishii IH. **Contribuição ao estudo do ciclo do carbono na Represa de Três Marias, MG.** São Carlos; 1987. [Dissertação – Departamento de Ciências Biológicas da UFSCar].

Jensen JP, Jeppesen E, Orlik K, Kristensen P. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences** 1994; 51: 1692-1699.

Jochimsen EM, Carmichael WW, An J, Cardo D, Cookson ST, Holmes CEM, Antunes MBC, Melo Filho DA, Lyra TM, Barreto V, Azevedo SMFO, Jarvis WR. Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. **The New England Journal of Medicine** 1998; 36: 373-8.

Johnson RK, Wiederholm T, Rosenberg DM. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: Rosenbert DM, Resh VH (Eds). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates** London: Chapman & Hall; 1993. p.40-125.

Kimmel BL, Lind OT, Paulson LJ. Reservoir primary production. In: Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE (Eds). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons; 1990. p.133-193.

Komárek J, Anagnostidis K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 4: Nostocales. **Algological Studies** 1989; 56: 247-345.

Komárek J, Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. I. Teil Chroococcales. In: Ettl H, Gärtner G, Heyning H, Möllenhauer D. (Eds). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag; 2005. v.19/1.

Klumpp A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: Maia NB, Martos HL, Barrella W (Orgs). **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC; 2001.

Kubtiza F. **Sistemas de pesca recreativa**. Sebrae (Coleção agroindústria,9). Cuiabá; 1997.

Lacerda BFC. **Contribuição para a avaliação de parâmetros de qualidade de água do sistema Guarapiranga**. São Paulo; 2003. [Dissertação – Escola Politécnica da USP].

Lagos N, Onodera H, Zagatto PA, Andrinolo D, Azevedo SMFQ, Oshima Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon** 1999; 37: 1359-1373.

Lamparelli MC. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. São Paulo; 2004. [Tese - Instituto de Biociências da USP].

Leite MA. **Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto Grande (Americana - SP e sua influência sobre as características limnológicas do sistema.** São Carlos; 1998. [Dissertação – Escola de Engenharia da USP].

Liliantis TB. **Avaliação da adição de nitrato de amônio para redução de odor nos esgotos de Pereira Barreto - SP: reflexos na qualidade da água do reservatório de Três Irmãos, após dez anos de aplicação.** São Paulo; 2007. [Tese – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Lloyd M, Ghelardi RJ. A table for calculating the equitability component of species diversity. **Journal of Ecology** 1964; 33: 217-225.

Lobo EA, Callegaro VLM, Bender EP. **Utilização de diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil.** Santa Cruz do Sul: EDUNISC; 2002.

Lobo E, Leighton G. Estruturas de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biología Marinha** 1986; 22(1): 143-170.

Lopes RB. **Caracterização dos lagos de pesca esportiva frente à qualidade de água e ao manejo empregado.** Ilha solteira; 2000. [Dissertação - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira].

Lorenzen CJ. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.** 1967; 12: 335-346.

Lund JWG, Kipling C, LeCren ED. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hidrobiologia** 1958; 11: 144-170.

Margalef R. **Limnologia**, Ed. Omega. Barcelona; 1986.

Marinho MM, Huszar VLM. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). **Archiv für Hydrobiologie** 2002; 153: 443-468.

Mason CF. **Biology of freshwater pollution.** New York: John Wiley & Sons; 1991.

Matheus CE, Barbieri G. **Interações entre os peixes e as comunidades fito e zooplânctônicas em tanques de piscicultura: bases teóricas para o manejo: Considerações sobre o nitrogênio em tanques de cultivo de peixes.** São Paulo: Boletim Técnico do Instituto de Pesca 27; 1999.

Matsuzaki M, Mucci JLN, Rocha AA Comunidade fitoplânctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Revista Saúde Pública** 2004; 38(5): 679-686.

McCune B, Mefford JJ. **PC-ord. Multivariate analysis of ecological data** [computer program]. Version 3.0. Oregon MjM Software Design; 1997.

Melo DA Filho, Holmes CEM, Antunes MBC, Ferreira LOC, Bezerra G. **Marks of tragic times: cartoons on the 1996 epidemic in Caruaru. Hist. cienc. saude-Manguinhos** 1999; 6(1): 157-164.

Mercante CT, Tucci-Moura A. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia** 1999; 11:1-14.

Mercante CTJ, Cabianca MA, Silva D, Costa SV, Esteves KE. Water quality in fee-fishing ponds located in the metropolitan region of São Paulo city, Brazil: an analysis of the eutrophication process. **Acta Limnologica Brasiliensia** 2004; 16(1): 95-102.

Milanez AI, Bicudo CEM, Vital DM, Grandi RAP. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP: Planejamento. **Hoehnea** 1990; 17(2): 43-49.

Ministério da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: Fundação Nacional de Saúde; 2003.

Morandi LL, Ritter LMO, Moro RS, Bicudo CEM Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. **Hoehnea** 2006; 33(1): 115-122.

Nastri VDF, Catharino ELM, Rossi L, Barbosa LM, Pirré E, Bedinelli C, Asperti LM, Dorta RO, Costa MP. Estudos fitossociológicos em uma área do Instituto de Botânica de São Paulo utilizados em programas de educação ambiental. **Revista do Instituto Florestal** 1992; 4: 219-225.

Necchi O Jr, Bicudo DC. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 3: Rhodophyceae. **Hoehnea** 1992; 19(1/2): 89-92.

Nogueira NMC. **Dinâmica populacional de Microcystis aeruginosa Kutzing (Cyanophyceae/Cyanobacteria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil**. Rio Claro; 1997. [Dissertação – Instituto de Biociências da UNESP].

Odum EP. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara; 1988.

Ohtani I, Moore RE, Runnegar MTC. Cyndrospermopsin: a potent hepatotoxin from the bluegreen alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Journal of the American Chemical Society** 1992; 114:7941-7942.

Payne AI. **The ecology of tropical lakes and rivers**. New York: John Wiley & Sons; 1986.

Picelli-Vicentim MM, Bicudo CEM. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 4: Charophyceae. **Hoehnea** 1993; 20(1/2): 9-22.

Pivello VR, Peccinini AA. A vegetação do PEFI. In: Bicudo DC, Forti MC, Bicudo CEM (Orgs). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidades de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; 2002. p.75-92.

Pouria S, Andrade A, Barbosa J, Cavalcanti RL, Barreto VST, Ward CJ, Preiser W, Poon GK, Neild GH, Codd GA. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. **The Lancet** 1998; 352: 21-6.

Ramirez JJ. **Variações espacial vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragens de diferentes épocas do ano no Lago das Garças, São Paulo**. São Paulo; 1996 [Tese – Instituto de Biociências da USP].

Reis LAM. Resíduos sólidos e líquidos encontrados no PEFI. In: Bicudo DC, Forti MC, Bicudo CEM (Orgs). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidades de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; 2002. p.259-270.

Reynolds CS. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: University Press; 1984.

Reynolds CS. **Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory**. Oldendorf: Ecology Institute; 1997.

Reynolds CS, Huszar VLM, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research** 2002. 24: 417-428.

Richards FA, Thompson TG. The estimation and characterization of plankton populations by pigment analysis. II. A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. **J. Mar. Res.** 1952; 11: 156-172.

Rocha AA. Algae as Biological Indicators of Water Pollution. In: Cordeiro-Marino, M, Azevedo MTP, Sant'Anna, CL, Tomita NY, Plastino EM. **Algae and environment: A general approach**. São Paulo: SBFic/Cetesb; 1992. p.34-53.

Rocha SM. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de poluição na Represa do Guarapiranga – SP**. São Paulo; 1999. [Dissertação – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Rocha YT, Cavaleiro F. Aspectos históricos do Jardim Botânico de São Paulo. **Revista brasileira de Botânica** 2001; 24(4): 577-586.

Round FE. The taxonomy of the Chlorophyta II. **British Phycological Journal** 1971; 6(2): 235-264.

Round FE, Crawford RM, Mann DG. **The diatoms: biology and morphology of the genera**. Cambridge: University Press; 1990.

Sá WP Jr. Production planktonic biomass for feed of alevins at the Furnas Hydrobiology and Hatchery Station. In: Pinto-Coelho RM, Giani A, Von Sperling E (eds.). **Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies**. Belo Horizonte: Segrac; 1994.

Sant'Anna CL, Azevedo MTP. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia** 2000; 71(3-4): 359-385.

Sant'Anna CL, Azevedo MTP, Sormus L. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: estudo taxonômico e aspectos ecológicos. **Hoehnea** 1989; 16: 89-131.

Sant'Anna CL, Sormus L, Tucci A, Azevedo MTP. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. **Hoehnea** 1997; 24(1): 67-86.

Santos PMS, Funari FL. Clima local. In: Bicudo DC, Forti MC, Bicudo CEM (Orgs). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidades de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; 2002.

São Paulo (Estado). **Plano de recuperação do Jardim Botânico de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; 1990.

São Paulo (Estado). **Vegetação significativa do município de São Paulo**. São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; 1991 (Série Documentos).

Schubert, R. **Bioindikation in terrestrischen okosystemem**. Stuttgart: Fischer Verlag, 1991.

Senna PAC, Magrin AGE. A importância da “boa” identificação dos organismos fitoplancctônicos para os estudos ecológicos. In: Pompêo, MLM (Ed). **Perspectiva da Limnologia no Brasil**. São Luís: União; 1999. p.131-146.

Shannon CE, Weaver W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press; 1963.

Shepherd GJ. **FITOPAC 1: Manual de usuário**. Departamento de Botânica, Unicamp. Campinas; 1996.

Silva D. **Dinâmica de populações de Microcystis (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo.** São Paulo; 2005. [Dissertação - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente].

Simpson EH. Measurement of diversity. **Nature** 1949; 163: 668-668.

Souza RCR, Carvalho MC, Truzzi AC. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno arm, Billings Reservoir, Brazil. **Environmental Toxicology and Water Quality** 1998; 13:73-81.

Starmach K. Chrysophyceae und Haptophyceae. In: Ettl J, Gerloff J, Heynig (Eds.). **Süsswasserflora von mitteleuropa.** Stuttgart: Gustav Fischer Verlag; 1985.

Stevenson RJ, Smol JP. Use of algae in environmental assessments. In: Wehr JD; Sheath RG (Eds.). **Freshwater algae of North America: ecology and classification.** San Diego: Academic Press; 2003. p.775-804.

Sommer U, Padisák J, Reynolds CS, Juhász-Nagy P. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. In: Padisák J, Reynolds CS, Sommer U (eds.). **Intermediate disturbance hypothesis in phytoplankton ecology.** Belgica: Kluwer Academic Publishers; 1993.

Sormus L, Bicudo CEM. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 6: Zygnemaphyceae (Closteriaceae). **Hoehnea** 1994; 21(1/2): 75-92.

Sormus L, Bicudo CEM. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 10: Zygnemaphyceae (Desmidiaceae, *Micrasterias*). **Hoehnea** 1997; 24(2): 75-87.

Starmach K. Chrysophyceae und Haptophyceae. In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D (Eds.). **SüsswasserFlora von Mitteleuropa.** Band 1. Stuttgart: Fischer Verlag; 1985.

Straškraba M. Lake and reservoir management. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische and Angwandte Limnologie** 1996; 26(1): 193-209.

Straškraba M. Retention times as a key variable of reservoir limnology. In: Tundisi JG, Straškraba M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** São Carlos: International Institute of Ecology, Backhuys Publishers e Brazilian Academy of Sciences; 1999.

Straškraba M, Tundisi JG. **Gerenciamento da qualidade da água de represas. Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** São Carlos: ILEC/IEE; 2000. v.9.

Straškraba M, Tundisi JG, Duncan, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: Straškraba M, Tundisi JG, Duncan, A (Eds).

Comparative reservoir limnology and water quality management. Dordrecht: Kluwer; 1993. p.213-288.

Strickland JDH, Parsons TR. **A manual of sea water analysis.** 2nd ed. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada; 1965.

Struffaldi-de-Vuono Y. **Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica (São Paulo, SP).** São Paulo; 1985. [Tese – Instituto de Biociências da USP].

Torgan LC, Becker V, Rodrigues SC. Volume celular de espécies fitoplanctônicas da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências** 1998; 6(1): 183-186.

Tucci A. **Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo, SP, Brasil.** Rio Claro; 2002. [Tese – Instituto de Biociências da UNESP].

Tucci A, Sant'Anna CL. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju(Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP. **Revista Brasil. Bot.** 2003; 26(1): 97 – 112

Tucci A, Sant'Anna CL, Gentil, RC, Azevedo MTP. Fitoplâncton de Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea** 2006; 33(2): 147-175.

Tucci-Moura A. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, SP, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca.** Rio Claro; 1996. [Dissertação – Instituto de Biociências da UNESP].

Tundisi JG. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Rev. Brasil. Biol.** 1990; 50(4): 937-955.

Tundisi JG. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos In: Henry R (Ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP; 1999. p.19-38. 1999.

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Calijuri MC, Novo EML. Comparative limnology of five reservoirs in the Middle Tietê River, São Paulo State. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 1991; 24: 1489-1496.

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Rocha O. Theoretical basis for reservoir management. In: Tundisi JG, Straškraba M (Eds). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications.** São Carlos: International Institute of Ecology; 1999. p.505-528.

Utermöhl H. Zur Vervollkommen der quantitativen phytoplankton: methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 1958; 9: 1-38.

Valentin JL. **Ecologia Numérica: Uma Introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro; 2000.

Vinatea-Arana L. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura**. Florianópolis: Editora da UFSC; 1997.

Von Sperling M. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG; 1999.

Warren CE. **Biology and Water Pollution Control**. Philadelphia: WB Saunders; 1971.

Weber CI. Plankton. In: National Environmental Research Center Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati (Ed). **Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface water and effluents**. 1973; p.1-17.

Wetzel RG. Reservoir ecosystems: concand speculations. In: Thorton KW, Kimmel BL (eds) **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, Inc; 1990.

Wetzel RG. **Limnologia**. London: Academic Press; 2001.

Wetzel RG, Likens GE. **Limnological Analyses**. 2nd ed. New York: Springer Verlag; 1991.

Wosiack AC. **Artificial de entre Rios do Oeste, Reservatório de Itaipu**. Paraná; 2005. [Dissertação - Universidade Federal do Paraná].

Xavier MB. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 5: Euglenophyceae (Euglenaceae pigmentadas). **Hoehnea** 1994; 21(1/2): 47-73.

ANEXOS

Anexo 1 – Aspectos gerais dos lagos amostrados.

- Reservatório 1: Imagem de satélite (GOOGLE EARTH 2007) e Fotografia.

- Reservatório 2: Imagem de satélite (GOOGLE EARTH 2007) e Fotografia.

- Reservatório 3: Imagem de satélite (GOOGLE EARTH 2007) e Fotografia.

- Saídas d'água: Ligação entre os Lagos 1 e 2 e a saída do Lago 3, respectivamente.

- Carta de Uso e Ocupação do Solo da Região Metropolitana de São Paulo (EMPLASA 1993, 1996) e medidas dos lagos através do software AutoCAD.

- Interferência antrópica: florações, mortandade de peixes, degradação do entorno e pesca nos lagos amostrados.