

COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA COMO INSTRUMENTO DE
BIOMONITORAMENTO DE RESERVATÓRIOS NO ESTADO DE SÃO PAULO

MARIA DO CARMO CARVALHO

Tese apresentada ao Departamento de
Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde
Pública da Universidade de São Paulo para
obtenção do Grau de Doutor em Saúde
Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental

Orientadora: Dra Denise Navas Pereira

SÃO PAULO, SP

2003

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar só posso agradecer à Dra Denise Navas Pereira pela orientação, amizade, responsabilidade, apoio e incentivo despendidos ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

À Doutora Célia Leite Sant'Anna pela valiosa orientação na taxonomia ficológica e, também pela amizade e confiança.

À Doutora Maria Tereza Paiva Azevedo pela contribuição taxônomica das cianofíceas.

Aos Doutores Jiri Komárek e Komarková que na oportunidade de estarem no Brasil puderam auxiliar na identificação de algumas espécies.

Aos técnicos da CETESB Gordela, Meron, David, Israel que deram todo o apoio para a realização da coleta deste projeto.

Aos meus colegas de setor Mara, Márcia, Helena, Emerson, Célinha, Rita e estagiárias Dayse e Adriana que sempre me deram apoio e auxílio e que muito contribuíram para a realização deste trabalho.

À Mônica e Marta pela valiosa contribuição na revisão e sugestões na finalização deste trabalho.

À colega Ana do Instituto de Biociências no apoio às coletas como também na análise e interpretação de alguns dados.

À minha gerente Guiomar pelo apoio e compreensão de saber o quanto é difícil conciliar trabalho e estudo.

À Doutora Mariângela Menezes da Universidade do Rio de Janeiro pela contribuição taxonômica de alguns flagelados.

Ao amigo Mila pelo valioso apoio dado nas análises estatísticas e interpretação dos resultados deste trabalho.

À CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) pela infraestrutura oferecida para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu sogro Francisco pelo seu exemplo de inteligência, prazer pela cultura e ajuda valiosa na revisão do “Summary”.

A toda minha família e em especial minha mãe, exemplo de mulher que nas horas difíceis soube me dar muito apoio e incentivo.

E finalmente ao meu querido Beto, amigo e companheiro, sempre confiante e solícito, entendendo minha ausência nas horas dedicadas a este trabalho, e o mais importante, o “amor” sempre sincero ao longo de todas as fases deste trabalho.

RESUMO

Carvalho, M.C. **Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento em reservatórios do Estado de São Paulo**. São Paulo (BR); 2003. [Tese de Doutorado - Faculdade de Saúde Pública da USP].

Com o aumento da degradação ambiental e o uso múltiplo dos reservatórios, é de fundamental importância proceder-se à avaliação da qualidade da água desses sistemas para o adequado gerenciamento de seus recursos.

Este estudo teve como objetivo caracterizar a comunidade fitoplanctônica, por responder rapidamente às mudanças nas condições ambientais, testar alguns índices de qualidade da água e também elaborar um protocolo para programas de biomonitoramento utilizando esta comunidade como indicador.

A comunidade fitoplanctônica foi estudada em seis reservatórios no Estado de São Paulo (Atibainha, Billings, Cachoeira, Itupararanga, Pirapora e Ponte Nova) em quatro épocas de coleta (primavera, verão, outono e inverno), período de 1997-98, em pontos de amostragem localizados aproximadamente a 2 km das barragens. A coleta da comunidade fitoplanctônica para análise qualitativa foi realizada com rede de 20 μ m, enquanto que a amostragem quantitativa foi feita na sub-superfície (20 cm), com garrafa van Dorn, em três réplicas. Em laboratório, as análises procederam-se em microscópio invertido e a contagem realizada em câmaras de Utermöhl. Foi utilizado o programa estatístico CANOCO versão 3.1 para tratamento dos dados através de análises de ordenação (Análise de Correspondência Canônica, Análise de Correspondência e Análise de Componentes Principais).

Em cada reservatório, a riqueza em número de táxons foi diferente: Atibainha – 153; Billings – 154; Cachoeira – 152; Itupararanga – 194; Pirapora – 204; e Ponte Nova – 213. O grupo das clorofíceas apresentou o maior número de táxons em todos os reservatórios. As cianofíceas foram dominantes, principalmente nos reservatórios Billings e Itupararanga, com abundância de *Microcystis* spp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*, entre outras.

Os índices de qualidade de água aplicados neste estudo mostraram-se eficientes na avaliação do grau de trofia, tanto o IVA- Índice de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática, como o Índice de Comunidade Fitoplanctônica, ora proposto.

A comunidade fitoplanctônica mostrou ser uma boa ferramenta em programas de biomonitoramento, tendo em vista o gradiente trófico identificado através das espécies encontradas, índices e análises estatísticas aplicadas. Foi proposto um protocolo de biomonitoramento utilizando-se a comunidade fitoplanctônica.

Descritores: Fitoplâncton. Reservatórios. Biomonitoramento. Índices de Qualidade da Água.

SUMMARY

Carvalho, M.C. **Phytoplankton community as a tool for biomonitoring in reservoirs of S. Paulo State. São Paulo (BR); 2003.** [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo].

With increasing degradation of environmental quality and the multiple uses of the reservoirs, it is important to evaluate the water quality of those resources, to help in to achieve their appropriate management.

The objectives included the characterization of the phytoplankton community, as they have a quick reaction to changes in the environmental conditions; the testing of some water quality indexes; and the elaboration of a protocol for biomonitoring programs using that community as an indicator of environmental quality.

The phytoplankton community was studied in six reservoirs of São Paulo State (Atibainha, Billings, Cachoeira, Itupararanga, Pirapora and Ponte Nova) in four sampling periods (spring, summer, autumn and winter) from 1997 to 1998, in a sampling point located approximately at 2 km from the dam. The phytoplankton community was sampled through a 20 μ m mesh for qualitative analysis, the quantitative sampling being accomplished in the sub-surface (20 cm depth) with a van Dorn bottle, in three replicas. In the laboratory, the analyses were performed using an inverted microscope and Utermöhl chamber. For statistical analyses, it was used the CANOCO 3.1 version for treatment of the data through ordination analyses (Canonical Correspondence Analysis, Correspondence Analysis and Principal Components Analysis).

In each reservoir, the richness in number of taxa was different: Atibainha – 153; Billings – 154; Cachoeira – 152; Itupararanga – 194; Pirapora – 204; and Ponte Nova – 213. The Chlorophyceae showed the largest number of taxons in all the reservoirs. Cyanophyceae were dominant, mainly in Billings and Itupararanga reservoirs, with *Microcystis* spp. and *Cylindrospermopsis raciborskii* being most abundant.

The Water Quality Indexes applied in this study showed to be efficient in the evaluation of the trophic level, from the IVA - Index of Water Quality for Protection of the Aquatic Life, to the Phytoplankton Community Index, now proposed.

The phytoplankton community showed to be a valuable tool in biomonitoring programs, in view of the trophic gradient found through the listed species, indexes and statistical analyses applied. A biomonitoring protocol using the phytoplankton community was proposed.

Descriptors: Phytoplankton. Reservoirs. Biomonitoring. Water Quality Indexes.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	7
3. METODOLOGIA	
3.1 Área de estudo	8
3.2 Pontos de coleta	14
3.3 Período de coleta	14
3.4 Metodologia de coleta e análise	16
3.4.1 Parâmetros climatológicos – Precipitação	16
3.4.2 Parâmetros físicos e químicos	16
3.4.3 Parâmetros biológicos	17
3.5 Análise dos resultados	19
3.5.1 Aplicação de índices de qualidade	19
3.5.2 Tratamento dos dados	25
4. RESULTADOS	
4.1 Dados climatológicos – Precipitação	29
4.2 Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido	31
4.3 Resultados físico-químicos e biológicos	35
4.3.1 Reservatório Atibainha	35
4.3.2 Reservatório Billings	37
4.3.3 Reservatório Cachoeira	39
4.3.4 Reservatório Itupararanga	41
4.3.5 Reservatório Pirapora	43
4.3.6 Reservatório Ponte Nova	45
4.4 Fitoplâncton	
4.4.1 Composição fitoplanctônica	47
4.4.2 Frequência	59
4.4.3 Diversidade, Equitabilidade, Dominância e Riqueza	59
4.5 Índices de Qualidade de água	
4.5.1 Índice de Proteção da Vida Aquática – IVA	60

4.5.2 Índice de Estado Trófico – IET	61
4.5.3 Índice da comunidade fitoplanctônica com clorofila-a e índice com IET	62
4.5.4 Comparação dos índices aplicados para a comunidade fitoplanctônica	64
4.6 Análise Canônica	
4.6.1 Análise de Componentes Principais – PCA	65
4.6.2 Análise de Correspondência – CA	67
4.6.3 Caracterização Integrada – Ordenação Canônica	70
5. DISCUSSÃO	
5.1 Variáveis climatológicas e abióticas	76
5.2 Variáveis biológicas e comunidade fitoplanctônica	86
5.3 Indicadores de qualidade da água	96
5.4 Considerações gerais sobre os reservatórios	102
6. PROPOSTA DE PROTOCOLO PARA BIOMONITORAMENTO	105
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	108
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111

ANEXOS

Anexo A Composição fitoplanctônica nos seis reservatórios

Anexo B Legenda dos organismos fitoplanctônicos utilizada no tratamento estatístico

Anexo C Frequência dos organismos fitoplanctônicos nos reservatórios

Anexo D Algumas espécies representativas nos reservatórios estudados

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Localização das áreas de estudo no Estado de São Paulo	9
Figura 2	Reservatórios estudados e localização do ponto de coleta	15
Figura 3	Variação mensal da precipitação acumulada (mm) ao longo dos últimos 20 anos de registro	29
Figura 4	Precipitação diária (mm) no período de estudo nos seis reservatórios	30
Figura 5	Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Atibainha	32
Figura 6	Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Billings	32
Figura 7	Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Cachoeira	33
Figura 8	Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Itupararanga	33
Figura 9	Perfil de temperatura do reservatório Pirapora	34
Figura 10	Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Ponte Nova	34
Figura 11	Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Atibainha	50
Figura 12	Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Billings	50
Figura 13	Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Cachoeira	52
Figura 14	Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Itupararanga	54
Figura 15	Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Pirapora	56
Figura 16	Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Ponte Nova	58

Figura 17 Índice de Estado Trófico (IET) de clorofila-a e fósforo, dos reservatórios estudados, nas épocas de coleta	62
Figura 18 Diagnóstico dos seis reservatórios com os dois índices aplicados, clorofila-a e IET	64
Figura 19 Comparação do diagnóstico dos seis reservatórios através dos índices de fitoplâncton + IET e IVA	65
Figura 20 Ordenação dos reservatórios através das variáveis físicas e químicas utilizando a Análise de Componentes Principais – PCA	66
Figura 21 Ordenação dos reservatórios estudados com as variáveis ambientais e biológicas através da Análise de Componentes Principais – PCA	67
Figura 22 Ordenação dos reservatórios estudados através da Análise de Correspondência – CA	68
Figura 23 Ordenação das espécies fitoplanctônicas através da Análise de Correspondência – CA	69
Figura 24 Ordenação e grupos formados através da Análise de Correspondência Canônica – CCA	73
Figura 25 Ordenação das espécies fitoplanctônicas analisadas no presente estudo através da Análise de Correspondência Canônica – CCA.	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Características dos reservatórios	8
Tabela 2	Resultados das análises físico-químicas e biológicas – reservatório Atibainha	36
Tabela 3	Resultados das análises físico-químicas e biológicas – reservatório Billings	38
Tabela 4	Resultados das análises físico-químicas e biológicas – reservatório Cachoeira	40
Tabela 5	Resultados das análises físico-químicas e biológicas – reservatório Itupararanga	42
Tabela 6	Resultados da análises físico-químicas e biológicas – reservatório 44 Pirapora	
Tabela 7	Resultados das análises físico-químicas e biológicas – reservatório Ponte Nova	46
Tabela 8	Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Atibainha	48
Tabela 9	Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Billings	50
Tabela 10	Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Cachoeira	52
Tabela 11	Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Itupararanga	54
Tabela 12	Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Pirapora	56
Tabela 13	Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Ponte Nova	58
Tabela 14	Resultados dos índices de diversidade (H'), equitatividade (E), dominância (D) e riqueza (R) nos reservatórios estudados, nas épocas de coleta.	60

Tabela 15 Resultados do IVA, para os reservatórios estudados, nas épocas de coleta	61
Tabela 16 Índice da comunidade fitoplanctônica aplicado para os seis reservatórios	63
Tabela 17 Índice da comunidade fitoplanctônica aplicado com o IET para os reservatórios estudados	63

1. INTRODUÇÃO

A água é uma das substâncias mais abundantes da terra. Estima-se que 97% do volume total de água esteja nos oceanos, e que apenas 3% seja água doce. Desta última parcela muito pouco está disponível para seres humanos, animais e plantas (UNEP-IETC, 2001).

A água doce é elemento essencial ao abastecimento humano, ao desenvolvimento de suas atividades industriais e agrícolas, e de importância vital aos ecossistemas (REBOUÇAS *et al.*, 1999).

A construção de reservatórios para diversos fins é uma das mais antigas e importantes intervenções humanas nos sistemas naturais. Isso foi devido ao aumento populacional e à distribuição irregular entre habitação humana e recursos hídricos, o que cria pressões para o armazenamento de água em muitas partes do planeta (TUNDISI, 1999).

Os reservatórios ocupam aproximadamente 590.000 km² de superfície total de área construída em todo o planeta, ocupando um volume de 5.900 km³ (STRASKRABA *et al.*, 1993).

No Brasil, a construção de grandes reservatórios de água, principalmente para fins de hidroeletricidade e abastecimento público, atingiu seu máximo desenvolvimento nas décadas de 60 e 70 (TUNDISI, 1999).

O Estado de São Paulo possui aproximadamente 100 reservatórios, cujos usos variam desde contenção de cheias à geração de energia, passando por recreação, pesca e abastecimento público e/ou industrial. A grande maioria destina-se a mais de um uso, muitas vezes até conflitantes, como no caso do Complexo Billings, que por muitos anos foi utilizado como lagoa de estabilização dos despejos domésticos da região metropolitana da cidade de São Paulo e ao abastecimento público de cidades do ABCD - Santo André, São Bernardo, São Caetano e Diadema (LAMPARELLI *et al.*, 1996a).

Reservatórios são ambientes ecologicamente complexos e heterogêneos, ocupando posição intermediária entre rios e lagos naturais (THORNTON *et al.*, 1990). O

conhecimento científico dos reservatórios como ecossistemas e suas interações com as bacias hidrográficas tem proporcionado base fundamental para o gerenciamento da qualidade da água e das bacias hidrográficas como unidades em si mesmas.

Sob a ótica da qualidade da água do reservatório, tanto a localização da barragem em relação ao curso do rio como sua altura determinam diversas características hidrológicas importantes como: as vazões, tipos de relevo do vale, temperatura das águas afluentes, insolação, turbidez, luminosidade das águas e a química dos nutrientes que afetam sua biota.

De maneira geral, os reservatórios são classificados como corpos d'água lânticos, que são ambientes propícios ao acúmulo de contaminantes, uma vez que suas águas exibem baixa velocidade de fluxo e longo tempo de residência. Tais características permitem a sedimentação e conseqüente deposição de partículas em seu leito, acarretando, inclusive, o acúmulo de contaminantes dentro das bacias hidrográficas a que pertencem.

Poluentes podem afetar as comunidades devido ao desaparecimento de espécies sensíveis, e ou por substituição com espécies tolerantes ou oportunistas. Estudos florísticos e taxonômicos são importantes não apenas para pesquisas, mas também para avaliação da qualidade da água, especialmente em abordagens de monitoramento que dependem de informações taxonômicas.

O crescimento acelerado da degradação dos sistemas aquáticos durante os últimos anos, bem como a modificação progressiva da natureza e da quantidade dos despejos lançados ao ambiente, têm contribuído para fazer da determinação da qualidade biológica das águas uma tarefa cotidiana para a avaliação de impactos ambientais e para o controle e gerenciamento de ecossistemas (KOHN, 1980; DUTKA *et al.*, 1988 apud BRANCO, 1991).

A saúde ambiental de um reservatório é afetada pelas atividades humanas existentes em sua bacia hidrográfica, incluindo: lançamento de esgotos domésticos, escoamento de águas de chuva de áreas agrícolas (em especial se houver criação de animais), água de chuva proveniente de regiões com poluição atmosférica, tais como chuvas ácidas, percolação de lixões (chorume), compostos tóxicos oriundos de pesticidas utilizados na agricultura e reflorestamento, águas de chuva contaminadas por

xenobióticos, compostos orgânicos resistentes utilizados como catalisadores industriais, pequenos traços de produtos farmacêuticos provenientes de fontes desconhecidas e dejetos hospitalares (BERNHARDT, 1990). Todos esses fatores induzem à degradação da qualidade da água, perda de diversidade biológica e desperdício de recursos hídricos.

Biomonitoramento pode ser definido como sendo o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar alterações no ambiente dentro de programas de controle de qualidade (ROSENBERG & RESH, 1993). As características físicas, químicas e biológicas do ambiente determinarão a ocorrência e distribuição dos diferentes organismos aquáticos. A alteração de qualquer uma dessas características pode gerar estresse e provocar redução no número total de espécies ou também alteração qualitativa, podendo provocar desaparecimento ou substituição nas comunidades. Medidas capazes de detectar essas alterações, como índices de diversidade, índices bióticos e percentuais de organismos indicadores, têm sido ferramentas úteis ao diagnóstico precoce da qualidade dos habitats aquáticos (WARREN, 1971; SLÁDECEK, 1973). A análise destas variáveis é fundamental quando a meta do programa de monitoramento é a proteção das comunidades aquáticas, como estabelecido para corpos d'água naturais nas Legislações Estadual (Decreto Estadual nº 8468) (SÃO PAULO, 1976) e Federal (Resolução CONAMA nº 20) (BRASIL, 1986).

Um monitoramento adequado, derivado de pesquisas limnológicas, proporciona dados acumulados que permitem estabelecer sistemas de prevenção e de identificação precoce de problemas relacionados à qualidade da água e à saúde humana (TUNDISI, 1991).

Os dados acumulados pelos programas de monitoramento podem contribuir efetivamente para uma análise das tendências referentes à qualidade do ecossistema aquático e permitem ações de prevenção e correção que diminuam custos de tratamento futuro, principalmente com relação à eutrofização.

A qualidade de um ambiente aquático pode ser definida quanto à presença de substâncias inorgânicas ou orgânicas em diferentes concentrações e especiações e à composição e estrutura da biota aquática presente no corpo d'água. Assim, a qualidade do ambiente aquático mostra variações temporais e espaciais, em

decorrência de processos internos e externos do corpo d'água (MEYBECK & HELMER, 1992 apud PELÁEZ-RODRIGUEZ *et al.*, 2000).

Em estudos de ecossistemas de águas continentais, a análise da comunidade fitoplanctônica é de significativa importância para que se obtenha uma compreensão adequada das condições existentes no meio aquático, tendo em vista que o fitoplâncton representa a unidade básica de produção de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (INFANTE, 1988). Por viverem em suspensão, os organismos desta comunidade respondem rapidamente (em dias) às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural, que provocam mudanças na sua composição, estrutura e taxa de crescimento (USEPA, 1998).

Em estudos ecológico-sanitários, a comunidade fitoplanctônica é de importância fundamental como indicativo da qualidade da água, e possibilita a realização de previsões a partir de alterações ambientais (BEYRUTH, 1996).

Um dos maiores problemas nos reservatórios é a eutrofização, que é causada geralmente pelo aporte excessivo de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio. Este aumento decorre de alterações nos mananciais, como remoção de vegetação, desenvolvimento agrícola, industrial e urbanização. Como consequência deste processo, ocorre um desenvolvimento excessivo de organismos fitoplanctônicos. Essa proliferação pode acarretar problemas nos reservatórios, principalmente naqueles que são utilizados para abastecimento público, por provocar sabores e odores desagradáveis na água pela produção de produtos metabólicos, como também a proliferação de espécies pertencentes ao grupo das cianofíceas, que podem ser tóxicas, tornando o custo do tratamento dessas águas elevado. Estima-se que mais de 50% das proliferações de cianofíceas sejam tóxicas (COSTA & AZEVEDO, 1994; CODD *et al.*, 1999 apud ROSET *et al.*, 2001).

No Brasil, em 1996 cerca de 60 pessoas morreram devido à utilização de água contaminada por hepatotoxina produzida por algas, em uma clínica de hemodiálise na cidade de Caruaru (ZAGATTO *et al.*, 1997; JOCHIMSEN *et al.*, 1998; POURIA *et al.*, 1998; AZEVEDO, 2001). Alguns casos de mortandade de animais domésticos também foram relacionados às florações, no Estado de São Paulo (BEYRUTH *et al.*, 1992).

Vários são os reservatórios afetados pela eutrofização no Estado de São Paulo, como, por exemplo, os reservatórios de Barra Bonita, Guarapiranga, Billings e Salto Grande, entre outros (CETESB, 2000).

Segundo ROCHA (1992), 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.

Diversos autores citam a necessidade e importância do biomonitoramento na avaliação da qualidade da água (TUNDISI *et al.*, 1988; GHETTI & RAVERA, 1994; LOEB, 1994; ZIMMER, 1997). A qualidade da água dos reservatórios do Estado de São Paulo tem sido avaliada pela CETESB desde 1974; tendo sido adotado a partir de 1978, um índice para avaliar a qualidade da água bruta para fins exclusivamente de abastecimento público, denominado IQA - Índice de Qualidade das Águas, no qual nove parâmetros são utilizados (oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e pH). Atualmente, os parâmetros biológicos considerados na rede de monitoramento foram ampliados, mas restringem-se a clorofila-a, coliformes (fecais e totais) e toxicidade crônica com *Ceriodaphnia*, sendo o restante composto por parâmetros físicos e químicos. Sabe-se que as variáveis físicas e químicas não são suficientes para avaliar a integridade ecológica dos ambientes aquáticos, sendo necessária uma abordagem integrada com os dados das comunidades biológicas, como a planctônica e a bentônica, conforme demonstrado em vários trabalhos de diagnóstico ambiental de caráter abrangente (LAMPARELLI *et al.*, 1996a, b; KUHLMANN *et al.*, 1997).

Alguns trabalhos têm apontado para a limitação da visão da qualidade das águas em programas de monitoramento que empregam exclusivamente índices físicos e químicos e apontam para a necessidade de se aplicar medidas biológicas para a obtenção de uma abordagem mais ecossistêmica (PRAT *et al.*, 1986 apud LORENZETTI, 2002).

Uma primeira proposta de índice visando a proteção das comunidades aquáticas foi proposta por ZAGATTO *et al.* (1998), onde incluiu-se teste de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*.

Uma reavaliação do índice utilizado no Estado de São Paulo, o IQA, se concretizou em 1998, através da Resolução SMA/65 de 13/08/98, quando foram instituídos, pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, grupos interinstitucionais de trabalho para rever, estudar e desenvolver um novo índice básico de qualidade das águas com vistas aos seus usos múltiplos (LORENZETTI, 2002).

Sabe-se que existe uma forte relação entre o grau de poluição e a densidade populacional, isto tanto em países ricos como em países pobres. A primeira conseqüência, em grande escala, do crescimento populacional e da industrialização, é um grande lançamento de esgotos nos reservatórios muitas vezes sem tratamento. Bactérias patogênicas, provenientes de fontes externas, passam por um aumento explosivo e as condições sanitárias deterioram-se, então, rapidamente. Simultaneamente, grandes aportes de nutrientes estimulam rápido crescimento das algas e outras plantas aquáticas. Assim, a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) está desenvolvendo um projeto - “Estudo de melhoria dos atuais sistemas de avaliação de qualidade das águas superficiais das diferentes UGRHIs (Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos), para efeito de Controle de Poluição”, onde uma das atividades propostas visa proceder à avaliação do estado trófico dos reservatórios no Estado de São Paulo, gerando um protocolo preliminar de biomonitoramento para reservatórios, definindo, por exemplo, medidas hidrobiológicas e periodicidade de análise, a partir da avaliação ecológica da qualidade de uma série destes ambientes.

Este estudo atende, portanto, a essa atividade, contribuindo para aprimorar o programa de monitoramento da qualidade das águas do Estado de São Paulo, reforçando a importância da inserção da comunidade biológica na avaliação da resposta ao desequilíbrio ambiental.

Nessa atividade, efetuou-se a aplicação do IVA – Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática, desenvolvido dentro do grupo interinstitucional criado pela Resolução SMA/65 de 13/08/98; ao mesmo tempo, foram aplicados outros índices, desenvolvidos também dentro desse mesmo grupo, e que foram aperfeiçoados neste trabalho.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos gerais

Desenvolver um método para a avaliação da qualidade da água, através da análise da comunidade fitoplanctônica.

Gerar um protocolo preliminar de biomonitoramento para reservatórios, com recomendações quanto à coleta, preservação e periodicidade de análise da comunidade fitoplanctônica.

2.2. Objetivos específicos

Avaliar a composição e distribuição das espécies fitoplanctônicas nos reservatórios estudados;

Avaliar a estrutura dessas comunidades através da identificação de espécies dominantes, abundantes e raras;

Avaliar, através da análise da comunidade fitoplanctônica, o grau de degradação dos reservatórios;

Selecionar indicadores biológicos e índices biológicos através da estrutura das comunidades, ou seja, composição, abundância, dominância, riqueza, proporção entre diferentes grupos, similaridade e diversidade para a avaliação da qualidade dos reservatórios.

3. METODOLOGIA

3.1. Áreas de Estudo

Através de uma avaliação dos dados morfométricos buscando ambientes comparáveis, foram selecionados seis corpos d'água do Estado de São Paulo com graus diferentes de perturbação antrópica. Foram considerados os seguintes reservatórios: Atibainha, Cachoeira (Bacia do Piracicaba – UGRHI-5), Billings, Pirapora, Ponte Nova (Bacia do Alto Tietê – UGRHI 6) e Itupararanga (Bacia do Médio Tietê – UGRHI 10) (Fig. 1, Tab. 1).

Tabela 1. Características dos reservatórios estudados

Reservatório	Ano de construção	Altitude (m)	Prof. Média (m)	Área (km ²)	Volume total (x 10 ⁶ m ³)	Uso preponderante
Atibainha	1974	800	12,5	20,8	259,4	Abastecimento
Billings	1928	747	10	127	1200	Hidroelétrica
Cachoeira	1972	762	10,7	7,1	75,7	Abastecimento
Itupararanga	1914	710	7,8	20,9	286	Abastecimento
Pirapora	1956	692	4	11,42	86,3	Contenção de cheias
Ponte Nova	1972	775	9	27,6	336,43	Contenção de cheias

Fonte: ARCIFA *et al.* (1981a); TOLEDO (1990); COSTA (1998); TOLEDO(1981)

3.1.1. Reservatório Atibainha

O reservatório Atibainha situa-se nas proximidades do município de Nazaré Paulista e faz parte do Sistema Cantareira de Abastecimento Público da RMSP; recebe contribuições, além das naturais da Bacia hidrográfica do Piracicaba, provenientes das reversões dos reservatórios Jaguari-Jacaré e Cachoeira, interligando-se também pelo túnel com a bacia hidrográfica do rio Juqueri. Entrou em operação na primeira etapa em 1974. Este reservatório tem por função contribuir para o suprimento de água da Cidade de São Paulo (ARCIFA *et al.*, 1981a; SMA, 1998). Ocupa uma posição intermediária no Sistema Cantareira, entre os reservatórios Cachoeira e Paiva Castro. Sua área de drenagem é de 305 km², com vazão média de 6,1m³/s.

O Clima desta região segundo Koeppen é tropical subquente e subseco.

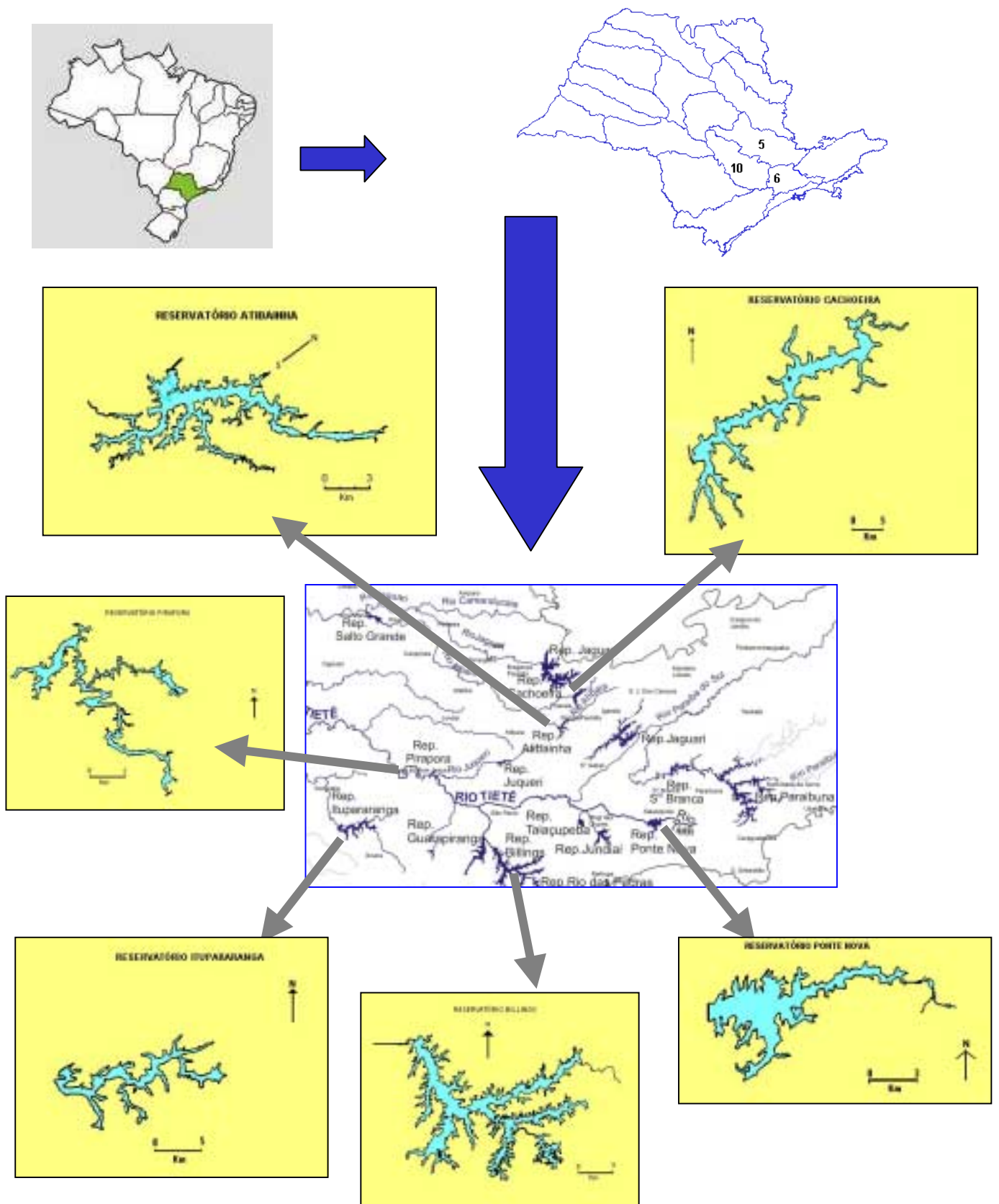


Figura 1 – Localização das Áreas de Estudo

Caracterização da Bacia do Piracicaba

Usos do solo: As pastagens cobrem 57% da área da bacia (40% cultivadas) para rebanho de corte e leite, agricultura, principalmente cana de açúcar e café, seguidos pela fruticultura (citrus) e milho, além de hortifruticultura, áreas urbanas densamente ocupadas, abrigando importante parque fabril do Estado. Esta bacia abrange a área declarada pelo Decreto Estadual nº 26882/87 como Área de Proteção Ambiental de Piracicaba.

Usos da água: abastecimento público e industrial, afastamento de efluentes domésticos e industriais e irrigação de plantações.

Principais atividades industriais: papel e celulose, alimentícia, indústrias do ramo sucro-alcooleiro, têxtil, curtumes, metalúrgicas, químicas e refinaria de petróleo.

3.1.2. Reservatório Billings

O reservatório Billings está localizado na região metropolitana de São Paulo, tendo sua construção sido iniciada na década de 20, com a finalidade de gerar energia nas Usinas Elétricas da Light em Cubatão. Diante dessa premissa, foi necessário construir um sistema de obras hidráulicas de modo a permitir que as águas do Alto Tietê atingissem o reservatório. Além da principal função de gerar energia, apresenta outras finalidades, como: lazer, pesca, contenção de cheia de rios e controle da intrusão salina do rio Cubatão.

O reservatório Billings apresenta uma área estimada de 127 Km², apresenta contorno irregular, perfazendo um perímetro de cerca de 90 Km². Situa-se a 747 Km de altitude com capacidade máxima de um billhão e duzentos milhões de metros cúbicos de água.

O reservatório Billings pode receber águas da Bacia do rio Tietê através da estação de recalque de Pedreira, sendo suas águas conduzidas para as usinas de Cubatão através da barragem reguladora do canal das Pedras (Summit Control). O reservatório Billings atua como elemento regularizador das descargas de sua bacia contribuinte e das descargas do rio Tietê, o qual recebe águas do rio Pinheiros (CETESB, 2000).

O clima predominante nesta região segundo Koeppen é tropical úmido.

Atualmente, a qualidade das águas do reservatório encontra-se severamente comprometida, o que tem afetado seriamente os diferentes usos que as mesmas podem oferecer (CETESB, 1993).

Caracterização da Bacia

Uso do solo: A evolução do uso do solo da região tem se caracterizado pela substituição da vegetação natural e da pequena atividade agrícola por um processo de intensa urbanização. Apesar das condições físicas desfavoráveis (relevo acidentado, várzeas e fundos de vale), que acabam ocasionando problemas como escorregamento, erosão e assoreamento, e da existência da Lei da Proteção aos Mananciais, a ocupação da área vem se acelerando, sobretudo nos últimos anos. A região atualmente caracteriza-se por grandes contrastes, associando chácaras de recreio com favelas e loteamentos irregulares e clandestinos (CETESB, 2001).

Usos da água: abastecimento público (integra o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo), abastecimento industrial, afastamento de efluentes domésticos (inclusive as contribuições eventuais daqueles gerados na Grande São Paulo, através do bombeamento das águas do rio Pinheiros), e lançamentos de efluentes líquidos industriais.

Principais atividades industriais: metalúrgica, mecânica, química, alimentícia e extração de areia.

3.1.3. Reservatório Cachoeira

O reservatório Cachoeira, situado no município de Piracaia, também faz parte do Sistema Cantareira, ocupando posição intermediária no sistema e recebendo contribuições do reservatório Jaguari-Jacareí, interligando-se com o reservatório de Atibainha através de um braço e um túnel lateral do qual entra $5\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ de água, seu principal rio formador é o rio Cachoeira. Este reservatório também tem função de abastecimento de água da Cidade de São Paulo (SMA, 1998).

A caracterização da Bacia e principais atividades industriais deste reservatório já foram descritas anteriormente no item 3.1.1. (reservatório Atibainha).

3.1.4. Reservatório de Itupararanga

O reservatório de Itupararanga foi construído pela Light e entrou em operação em 1912, para gerar energia elétrica. O reservatório está localizado na bacia hidrográfica do Rio Sorocaba, e situa-se nas proximidades do município de Votorantim. Os principais formadores do rio Sorocaba são os rios Sorocamirim e Sorocabuçu.

O reservatório de Itupararanga controla uma área de drenagem de 936,50 km², tendo aproximadamente 26 km de canal principal e 192,88 km de margem. Possui vazão máxima de 39,12m³/s e seu volume é de aproximadamente 286 milhões de m³. Os municípios de Votorantim e Sorocaba são abastecidos exclusivamente com os recursos hídricos deste manancial. A captação de água é realizada pelo SAAE de Sorocaba, que utiliza 1,51m³/s deste manancial (SMITH & PETRERE, 2001).

As margens da represa de Itupararanga, além do uso agrícola, estão sendo grandemente ocupadas por empreendimentos imobiliários, com chácaras e casas de recreio. Este manancial ainda é considerado de boa qualidade; sua margem direita possui grandes porções contínuas de vegetação, importante como remanescente vegetal e refúgio de fauna (GARCIA *et al.*, 1999).

Caracterização da Bacia do rio Sorocaba

Usos do solo: 25% da bacia está coberta por mata natural, 4,5% por cerrados e cerradões, 7,5% por reflorestamento, 32,5% por pastagens (mais da metade cultivada) e policultura variada, com destaque para o milho e a cana-de-açúcar e extração mineral, além do uso urbano e industrial.

Usos da água: abastecimento público e industrial, afastamento de efluentes domésticos e industriais, e irrigação de plantações.

Principais atividades industriais: indústrias têxteis, alimentícias, metalúrgicas, mecânicas, químicas, engenhos e curtumes.

3.1.5. Reservatório de Pirapora

O reservatório de Pirapora situa-se nas proximidades de São Paulo, entre os municípios de Santana do Parnaíba e Pirapora do Bom Jesus. O reservatório faz parte do chamado sistema Tietê – Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), que consiste em um conjunto de obras hidráulicas construídas ao longo do rio Tietê e principais afluentes. Este reservatório entrou em operação em 1954, funcionando na contenção de cheias para o médio Tietê superior (CETESB, 1985).

Entre os efeitos negativos desta operação estão os problemas que surgem em São Paulo e na barragem de Rasgão, como consequência da carga poluidora de esgotos da RMSP, tanto domésticos como industriais, lançados no rio quase sem nenhum tratamento. Essa carga poluidora provoca alguns transtornos, produzindo maus odores e incomodando a população, além da formação de espumas nos pontos de maior agitação, com destaque à barragem de Pirapora (CETESB, 1983).

Caracterização da Bacia

Usos do solo: área conurbada, sendo o mais amplo e dinâmico complexo urbano-industrial do país (regiões do ABCD, Guarulhos e Osasco), além do destaque para o setor de prestação de serviços.

Usos da água: abastecimento público e industrial, e afastamento de efluentes domésticos e industriais.

Principais atividades industriais: metalúrgica, mecânica, química e alimentícia.

3.1.6. Reservatório de Ponte Nova

O reservatório de Ponte Nova está localizado no município de Salesópolis, distando cerca de 90 Km da Capital paulista a montante do rio Tietê, sendo seu principal formador. Foi construído com a finalidade de abastecimento de água e controle de cheias, iniciando-se o seu enchimento em março de 1972 e a operação em 1973. Possui uma cota máxima de 770 m e armazena um volume de $336,43 \times 10^6 \text{ m}^3$ e uma área de drenagem de $25,6 \text{ Km}^2$. O reservatório regulariza uma vazão de $8,1 \text{ m}^3/\text{s}$ e são captados cerca de $4 \text{ m}^3/\text{s}$ pela adutora do rio claro da sabesp (TOLEDO *et*

al.1981).O clima da região é o temperado úmido, sem estiagem (TOLEDO op. cit.; SCHROEDER-ARAÚJO, 1980).

Embora não sejam lançados esgotos em suas águas, a não ser aqueles provenientes de algumas pequenas propriedades situadas ao seu redor, suas águas se encontram atualmente enriquecidas por nutrientes o que tem provocado em algumas ocasiões proliferações excessiva de algas (TOLEDO op. cit.).

Caracterização da Bacia

Usos do solo: atividades hortifrutigranjeiras, pastagens naturais e cultivadas nas zonas rurais dos municípios de Mogi das Cruzes, Suzano e Itaquaquecetuba. Área urbana com densa ocupação demográfica, além de industrialização significativa, próxima à Capital e a Mogi das Cruzes, e extração mineral, principalmente areia.

Usos da Água: abastecimento público (integra o sistema de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo), abastecimento industrial, afastamento de efluentes domésticos, e lançamento de efluentes líquidos industriais.

Principais atividades industriais: papel e celulose, química, mecânica e alimentícia.

3. 2. Pontos de Coleta

Em cada um desses reservatórios, foi selecionado 1 (um) ponto de coleta próximo à barragem (cerca de 2 km de distância), porém distante da mesma o suficiente para evitar a área de turbulência devido à influência das descargas decorrentes de diferentes regras operacionais (Fig. 2).

3.3. Período de Coleta

As coletas foram realizadas trimestralmente, com o objetivo de cobrir eventos sazonais que poderiam comprometer em diferentes graus a qualidade do *habitat*, compreendendo o período de setembro de 1997 a junho de 1998. Nos Resultados, são consideradas como realizadas em cada estação do ano: P (primavera – setembro e outubro de 1997), V (verão – dezembro de 1997), O (outono – março de 1998) e I (inverno – junho de 1998).

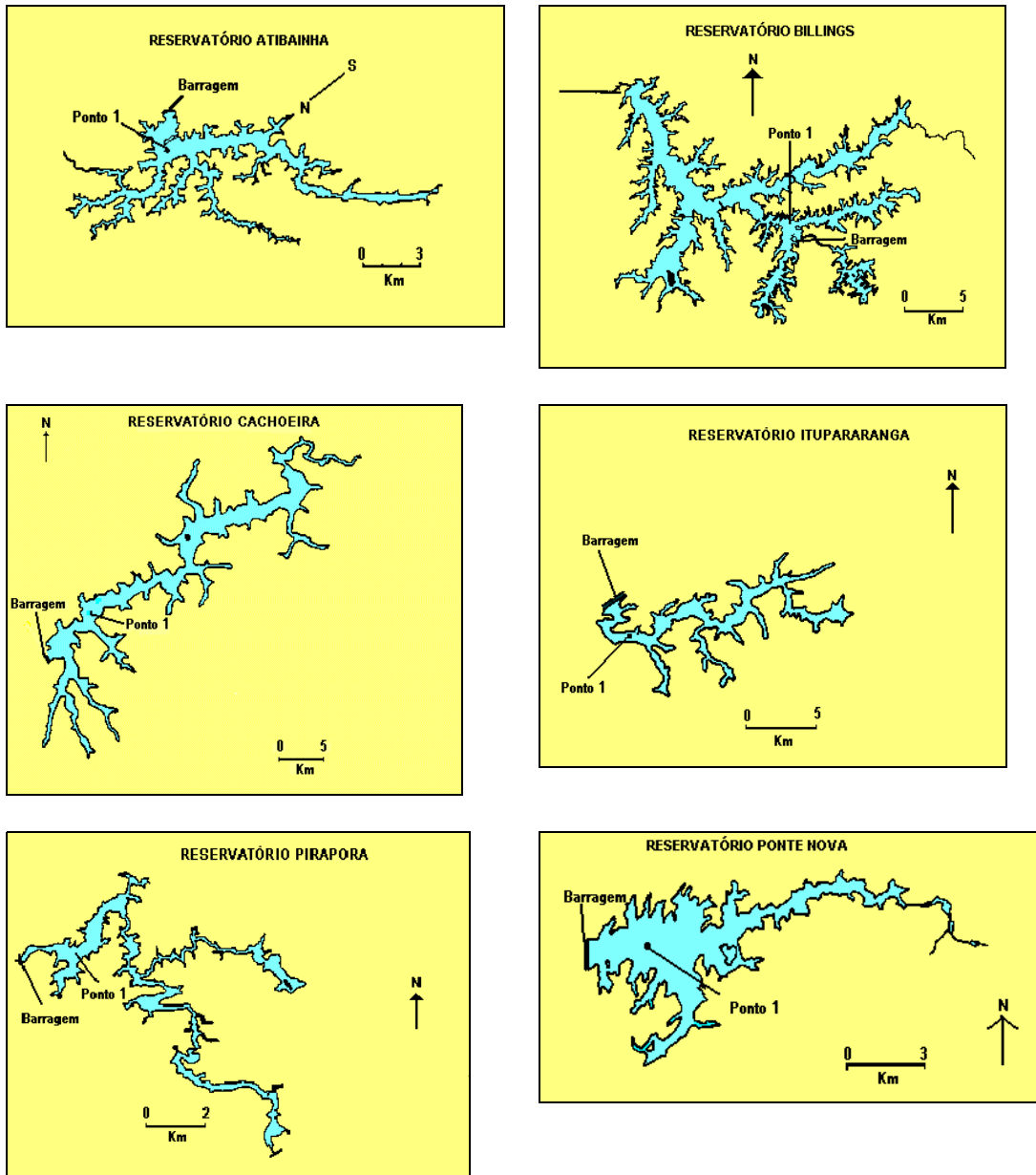


Figura 2 – Localização dos Pontos de Coleta nos Reservatórios Estudados

3.4. Metodologia de coleta e análise

3.4.1. Parâmetros climatológicos - Precipitação

A ocorrência de chuvas na data de coleta e nas 24 horas anteriores foi anotada em ficha de campo. Dados quantitativos diários da precipitação atmosférica foram obtidos no *site* do DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica (www.sigrh.sp.gov.br/bancodedados/plu.htm - DAEE, 2001). Com esses dados, foram traçadas as tendências mensais de precipitação média acumulada nos seis reservatórios ao longo dos últimos 20 anos registrados. Foram utilizados os seguintes postos pluviométricos, escolhidos pela proximidade e histórico de dados:

Reservatório	Nome do Posto	Código DAEE	Municípios	Lat.S/Long.W
Atibainha	Nazaré Paulista	E3-099	Nazaré Paulista	23°11´/46°24´
Billings	Rio Acima	E3-244	S.B.do Campo	23°50´/46°35´
Cachoeira	Crioulos	E3-229	Piracaia	23°04´/46°18´
Itapararanga	Sorocaba	E4-056	Sorocaba	23°30´/47°26´
Pirapora	Baixo Cotia	E3-031	Barueri	23°33´/46°52´
Ponte Nova	Ponte Nova	E2-112	Salesópolis	23°34´/45°58´

3.4.2. Parâmetros físicos e químicos

Transparência - A medida da transparência foi obtida através do disco de Secchi .

Temperatura - A temperatura da água superficial e do perfil foi determinada em campo, através do uso de um oxímetro OXI-197WTW.

pH - A medição do pH foi realizada em campo, com potenciômetro PH-197WTW.

Condutividade - A condutividade da água superficial foi medida em triplicata seguindo método de APHA/AWWA/WPCF (1992).

Oxigênio dissolvido - O teor de oxigênio dissolvido da água superficial e do perfil foi determinado em campo, através do uso de um oxímetro OXI-197WTW.

Nutrientes - Amostras para análise de carbono orgânico total e dissolvido, fosfato

total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio-Kjeldahl, nitrogênio-nitrato e nitrogênio-nitrito foram coletadas na água superficial no local da primeira réplica. Todas as análises seguiram metodologia descrita em APHA/AWWA/WPCF (1992).

DBO e DQO - Amostras para análise da demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio na água foram retiradas em superfície, e foram analisadas segundo metodologia descrita em APHA/AWWA/WPCF (1992).

COT e COD - Amostras para análise de carbono orgânico total e dissolvido na água foram retiradas em superfície, e foram analisadas segundo metodologia descrita em APHA/AWWA/WPCF (1992).

Metais Pesados - As concentrações totais dos metais alumínio, chumbo, cobre, mercúrio, níquel, zinco e cádmio foram mensuradas em amostras compostas da água superficial, seguindo metodologia descrita em APHA/AWWA/WPCF (1992).

3.4.3. Parâmetros biológicos

Colimetria - Para os exames microbiológicos, foram coletadas alíquotas das amostras integradas de água superficial e acondicionadas em frascos de polietileno estéreis, segundo metodologia descrita em AGUDO *et al.* (1988). As amostras foram transportadas ao laboratório sob refrigeração (4°C) e processadas em um prazo máximo de 16 horas, para determinação de coliformes totais e fecais, através da Técnica de Tubos Múltiplos com o meio A1, de acordo com Norma Técnica CETESB L5. 406 (1992) e “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” 19^a ed.(APHA, 1995).

Testes de toxicidade - Para realização dos testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia*, as amostras de água foram acondicionadas em frascos de polietileno com 1,5 L de capacidade, totalmente preenchidos, sob refrigeração, até a entrada no laboratório. Os ensaios foram efetuados conforme Norma Técnica CETESB L5.022 (CETESB, 1991), consistindo na exposição de indivíduos jovens às amostras brutas durante 7 dias, com renovação da solução a cada 48 horas e alimentação diária.

Clorofila-a - As amostras para determinação de clorofila-*a* foram coletadas em três réplicas na sub-superfície (30 cm) da coluna d'água, em um único ponto na região

limnética (ponto 1), e acondicionadas em frascos de vidro âmbar de 1L, preservadas com 1 mL de carbonato de magnésio 1% e mantidas refrigeradas por um período de até 12 horas (CETESB, 1990a), antes do qual foram filtradas em filtro de membrana Millipore AP20, sendo as concentrações de clorofila-*a* e feofitina-*a* determinadas por extração com acetona a frio e leitura em espectrofotômetro, com acidificação, conforme Norma Técnica L5.306 (CETESB, 1990a).

Fitoplâncton - As amostras de fitoplâncton total foram coletadas em três réplicas na sub-superfície (30 cm) da coluna da água e acondicionadas em frascos de vidro âmbar de 150 mL de volume e preservadas com 7,5 mL de formaldeído a 40 % neutralizado, resultando em uma concentração final de 2%, segundo Norma Técnica L5.303 (CETESB, 1990b). Em laboratório, foram examinadas sub-amostras, utilizando-se o método de decantação, com auxílio de câmaras de sedimentação de 2 mL. Os organismos fitoplancônicos foram identificados e contados com auxílio de um microscópio invertido Zeiss, com contraste de fase (aumento de 400x) e retículo de Whipple, segundo Normas Técnicas CETESB L5.302 e L5.303 (CETESB, 1978, 1990b). A contagem de organismos foi realizada em transectos verticais e os organismos foram considerados como colônia, cenobio, filamento e célula.

Para a análise qualitativa, foi utilizada rede de malha de 20 µm em arrasto vertical através de toda a coluna d'água a partir de um metro do fundo. Os organismos retidos em rede foram fixados e preservados em formaldeído a 2%. As amostras foram avaliadas utilizando-se lâmina e lamínula sob microscópio binocular comum e auxílio das pesquisadoras Dras. Célia Leite Sant'Anna e Maria Tereza Paiva Azevedo, do Instituto de Botânica, da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

Para a identificação dos organismos, foram consultadas especialmente as obras de ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK (1988), AZEVEDO *et al.* (1996), BOURRELLY (1968, 1970, 1972), CROMBERG & KOMÁREK (1994), DESIKACHARY (1959), KOMÁREK (1974), KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1986, 1989, 1999), KOMÁREK & FOTT (1983), KOMÁREK & KLING (1991), KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ & ELORANTA (1992), KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1991), PHILLIPOSE (1967), PRESCOTT (1962) e WEBER (1971), entre outros.

3.5. Análise dos resultados

3.5.1. Aplicação de índices de qualidade

Índice de Estado Trófico (IET) - O IET tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes.

O Índice de Estado Trófico utilizado foi o de Carlson modificado por TOLEDO *et al.* (1983) e TOLEDO (1990) que, baseando-se em dados de diferentes reservatórios do Estado de São Paulo, fizeram alguns ajustes na fórmula original.

O IET utilizado foi composto apenas pelo índice do estado trófico de fósforo total (IET_P) e o índice do estado trófico de clorofila-*a* (IET_{CL}), sendo o fósforo medido em mg/L e a clorofila em µg/L..

Portanto, os IETs para fósforo e clorofila são definidos como:

$$IET(P) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln(80,32 / P)}{\ln 2} \right)$$

e

$$IET(CL) = 10 \times \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln CL}{\ln 2} \right)$$

A expressão final deste índice é a seguinte:

$$IET = \frac{IET(CL) + IET(P)}{2}$$

Para a avaliação do estado trófico da água, foi utilizado o critério apresentado no quadro a seguir, para finalidades de diagnóstico:

Critério	Classes do IET	Classificação
$IET \leq 44$	1	Oligotrófico
$44 < IET < 54$	2	Mesotrófico
$54 \leq IET < 74$	3	Eutrófico
$IET \geq 74$	4	Hipereutrófico

Índice de Parâmetros Mínimos para Proteção de Comunidades Aquáticas (IPMCA) – O Índice de Parâmetros Mínimos para Proteção de Comunidades Aquáticas é composto por dois grupos de parâmetros: substâncias tóxicas e parâmetros essenciais, conforme discriminado a seguir.

		Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Parâmetros Essenciais	OD (mg/L)	A	> 5	1
		B	3 a 5	2
		C	< 3	3
	pH	A	6 - 9	1
		B	5 a 6 e 9 a 9,5	2
		C	< 5 e > 9,5	3
	Toxicidade	A	Não tóxico	1
		B	Efeito crônico	2
		C	Efeito agudo	3
Substâncias Tóxicas	Cádmio (mg/L)	A	< 0,001	1
		B	0,001 a 0,005	2
		C	> 0,005	3
	Cromo (mg/L)	A	< 0,05	1
		B	0,05 a 1	2
		C	> 1	3
	Cobre (mg/L)	A	< 0,02	1
		B	0,02 a 0,05	2
		C	> 0,05	3
	Chumbo (mg/L)	A	< 0,03	1
		B	0,03 a 0,08	2
		C	> 0,08	3
	Mercúrio (mg/L)	A	< 0,0002	1
		B	0,0002 a 0,001	2
		C	> 0,001	3
Níquel (mg/L)	A	< 0,025	1	
	B	0,025 a 0,16	2	
	C	> 0,16	3	
Fenol (mg/L)	A	< 0,001	1	
	B	0,001 a 0,05	2	
	C	> 0,05	3	
Surfactantes (mg/L)	A	< 0,5	1	
	B	0,5 a 1	2	
	C	> 1	3	
Zinco (mg/L)	A	< 0,18	1	
	B	0,18 a 1	2	
	C	> 1	3	

Para cada parâmetro analisado foram estabelecidos três diferentes níveis, sendo que a ponderação 1 corresponde aos padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação CONAMA nº 20/86 (BRASIL, 1986). Os níveis relativos às ponderações 2 e 3 foram obtidos das legislações americana (USEPA, 1991) e francesa (CODE PERMANENT D' ENVIRONNEMENT ET NUISANCES, 1986), as quais estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, para

evitar efeitos crônicos e agudos à biota aquática.

Dadas as ponderações para os parâmetros analisados em uma amostra de água, o IPMCA é calculado da seguinte forma:

$$\text{IPMCA} = \text{PE} \times \text{ST}$$

onde:

PE = Valor da maior ponderação do grupo de parâmetros essenciais

ST = Valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas.

Este valor é um número inteiro e o critério de arredondamento deverá ser o seguinte: valores menores que 0,5 serão arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 serão arredondados para cima.

O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para proteção da vida aquática como consta no quadro a seguir.

Valor	Classificação
1	Boa
2	Regular
3 e 4	Ruim
> 6	Péssima

Índice de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática (IVA) - A Resolução SMA/65, de 13/08/98, criou, dentre outros, o IVA, Índice para Proteção da Vida Aquática, composto inicialmente pelo IPMCA (SÃO PAULO, 1998). Esta Resolução também criou um Grupo de Trabalho com o objetivo de aprimorar a avaliação da qualidade ambiental através deste índice, integrando outros componentes, como indicadores biológicos e índice de eutrofização. De acordo com o estabelecido por esse Grupo, o IVA deverá ser calculado a partir do IPMCA e do IET, segundo a seguinte expressão:

$$\text{IVA} = (\text{IPMCA} \times 1,2) + \text{IET}$$

Na ausência do valor de IET, para efeito de cálculo, o mesmo deve ser considerado igual a 1 (um).

O quadro a seguir mostra os valores de IVA em cada classe de qualidade, de acordo

com a variação do IPMCA e do IET.

		IPMCA x 1,2				
		1	2	3	4	= 6
IET	1	2,2	3,4	4,6	5,8	8,2 a 11,8
	2	3,2	4,4	5,6	6,8	9,2 a 12,8
	3	4,2	5,4	6,6	7,8	10,2 a 13,8
	4	5,2	6,4	7,6	8,8	11,2 a 14,8

Para efeito de apresentação dos resultados referentes à qualidade da água, o IVA é dividido em 5 classes de qualidade, conforme demonstrado no quadro a seguir.

Cor	Classificação
	Ótima
	Boa
	Regular
	Ruim
	Péssima

Abundância e freqüência de espécies - O critério utilizado para a determinação de grupos abundantes e dominantes foi descrito por LOBO & LEIGHTON (1986). Foram considerados abundantes aqueles cuja densidade foi maior do que o valor da densidade média, em função do número total de indivíduos das espécies ou grupos presentes na amostra, e dominantes aqueles cuja densidade superou 50% do número total de indivíduos presentes na amostra. A legenda dos organismos fitoplanctônicos utilizados nesta análise consta do Anexo B.

Para análise da freqüência de ocorrência, foi adotado o critério utilizado por BRANCO (1991), definindo-se a freqüência (F), expressa em porcentagem, como sendo a relação entre o número de ocorrências das diferentes espécies e o número total de amostras. As espécies foram consideradas constantes quando $F > 50\%$, comuns quando $10\% < F < 50\%$ e raras quando $F < 10\%$. Utilizou-se o seguinte cálculo para a freqüência:

$$F = (Pa/P) \times 100$$

onde:

Pa = número de amostras em que a espécie a está presente

P = número total de amostras analisadas

Índice de Diversidade, Equitabilidade, Riqueza e Dominância - O índice de diversidade permite estabelecer diferenças que se relacionam com a riqueza, o número de espécies presentes e a uniformidade da distribuição das abundâncias relativas dos indivíduos dentro de cada espécie (PIELOU, 1966 apud BRANCO, 1991).

Para a obtenção do índice de diversidade (H') utilizou-se a fórmula de Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

onde:

S = número total de espécies

n_i = número de indivíduos de cada espécie

N = número total de indivíduos

Segundo PIELOU (1975), a diversidade máxima pode ser encontrada quando todas as espécies estiverem igualmente distribuídas. Neste caso, o índice de diversidade pode ser considerado como uma medida da equitabilidade, a qual é expressa como a razão entre a diversidade real e a diversidade hipotética (distribuição uniforme das espécies), de acordo com a seguinte fórmula:

$$E = \frac{H''}{H''_{\max}}$$

onde:

E = equitabilidade

H'' = índice de diversidade de Shannon-Wiener

$H''_{\max} = \log_2 S$

Os valores de equitabilidade variam entre zero e 1, sendo que equitabilidade igual a 1 representa a condição em que as espécies estão igualmente distribuídas. A equitabilidade expressa a forma com que os indivíduos estão distribuídos entre os táxons e a riqueza de uma amostra equivale ao número total de táxons nela presente.

O índice de riqueza e o índice de dominância foram calculados de acordo com as fórmulas propostas por SIMPSON (1949, apud ODUM, 1988):

$$d = \frac{S-1}{\log N}$$

$$c = \sum \left(ni \frac{ni}{N} \right)^2$$

onde:

d= índice de riqueza

c= índice de dominância

Índice de Comunidades Aquáticas – Fitoplâncton e Índice de Comunidade Fitoplanctônica com o IET

O Índice de Comunidades Aquáticas - Fitoplâncton foi elaborado pela CETESB, juntamente com o Instituto de Botânica e Universidade Federal de São Carlos, em função da Resolução da Secretaria de Meio Ambiente - SMA/65 de 13/08/1998, que teve como objetivo reavaliar o Índice de Qualidade das Águas – IQA, até então aplicado pela CETESB.

Este índice visa categorizar a qualidade da água em *ótima, razoável tendendo para boa, razoável tendendo para ruim, e ruim*, através da proporção dos grandes grupos que compõem o fitoplâncton, da concentração de clorofila-*a* e da densidade dos organismos. Assim, estabeleceu-se uma média destas variáveis, que seriam:

Ponderação	Níveis	Categoria
1	Não há dominância entre os grupos Densidade total < 1000 org/mL Clorofila- <i>a</i> < 4 µg/L	Ótima
2	Dominância de Clorofíceas (Desmidiáceas) ou Diatomáceas Densidade total > 1000 e < 5000 org/mL Clorofila- <i>a</i> > 4 e < 10 µg/L	Razoável tendendo para boa
3	Dominância de Clorofíceas (Chlorococcales) Densidade total > 5000 e < 10000 org/mL Clorofila- <i>a</i> > 10 µg/L	Razoável tendendo para ruim

4	Dominância de Cianofíceas ou Euglenofíceas Densidade total > 10000 org/mL Clorofila- <i>a</i> > 10 µg/L	Ruim
---	---	------

No presente trabalho, considerou-se adequado substituir a concentração de clorofila-*a* pelo IET como componente do índice para avaliação de comunidades aquáticas – fitoplâncton, por revelar de modo mais fiel a qualidade do ambiente. Assim, este índice, desenvolvido neste trabalho, foi aplicado com o objetivo de avaliar essa modificação do índice anterior, pois o parâmetro clorofila-*a*, nos reservatórios que possuem carga elevada de nutrientes, principalmente o fósforo, e também carga elevada de contaminação que inibe o crescimento das algas, poderia estar mais bem representado aplicando-se o IET.

Assim, estabeleceu-se ponderações de 1 a 4, conforme consta do quadro a seguir:

Ponderação	Níveis	Categoria
1	Não há dominância entre os grupos Densidade total < 1000 org/mL IET ≤ 44	Ótima
2	Dominância de Clorofíceas (Desmidiáceas) ou Diatomáceas Densidade total > 1000 e < 5000 org/mL 44 < IET ≤ 54	Boa
3	Dominância de Clorofíceas (Chlorococcales) Densidade total > 5000 e < 10000 org/mL 54 ≤ IET ≤ 74	Regular
4	Dominância de Cianofíceas ou Euglenofíceas Densidade total > 10000 org/mL IET > 74	Ruim

3.5.2. Tratamento dos dados

Caracterização integrada - ordenação ambiental

Com o objetivo de avaliar a relação entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos e as espécies fitoplanctônicas, os dados foram submetidos à análise multivariada. Esta análise foi realizada a partir da integração das variáveis abióticas e biológicas, as quais foram submetidas a ordenação indireta e direta (canônica). Nestas análises, buscou-se identificar gradientes e grupos homogêneos entre os pontos de amostragem (gradientes espaciais) e também ao longo do tempo (gradientes temporais / sazonais).

Para a análise, os dados foram compilados e trabalhados, gerando as seguintes matrizes:

Matriz ambiental – foram compilados dados ambientais em matrizes modo q onde os objetos foram as represas em cada uma das estações do ano, e os descritores foram os parâmetros físicos, químicos e biológicos. As variáveis utilizadas na matriz ambiental foram: temperatura da água, pH, transparência, oxigênio dissolvido, condutividade, fósforo total, N-amoniaco, N-kjeldahl, nitrito, nitrato, coliformes fecais, coliformes totais, clorofila-*a* e feofitina-*a*. Matrizes heterogêneas como esta precisam ser padronizadas, uma vez que as variáveis apresentam ordens de grandeza e unidades de medida diferentes. Em análises de classificação (“cluster analysis”) e de ordenação indiretas, estes dados são frequentemente submetidos à transformação “ranging” (transformação de Gower): $(X - X_{\text{mín}}) / (X_{\text{máx}} - X_{\text{mín}})$ (LEGENDRE & LEGENDRE, 1983). Esta transformação não foi necessária para a ordenação canônica, uma vez que o programa computacional utilizado já realiza a padronização dos dados ambientais em unidades de desvio padrão.

Matriz qualitativa – Fitoplâncton - Foram compilados todos os dados de ocorrência (presença / ausência) das espécies do fitoplâncton, de todos os reservatórios em todas as campanhas (primavera, verão, outono e inverno), compondo uma única matriz binária espaço/temporal, modo q, onde os descritores foram as espécies e os objetos foram os reservatórios. Para esta análise, a matriz foi reduzida, eliminando-se as espécies consideradas raras, as quais tendem a gerar “ruídos” na análise e dificultar a identificação de tendências (FIELD *et al.*, 1982). Assim, foram eliminadas as espécies que ocorreram em apenas uma campanha de um único reservatório.

Matriz quantitativa – Fitoplâncton - As amostragens quantitativas foram utilizadas compondo uma matriz geral quantitativa. Esta matriz (modo q) tem como descritores as espécies de fitoplâncton e como objetos os reservatórios em cada uma das campanhas de amostragem. Os dados foram transformados logaritmicamente ($\log x + 1$) (ZAR, 1984).

As análises foram realizadas com o programa computacional FITOPAC versão 1.0 (G.J. Shepherd, UNICAMP) para as transformações e gravações das versões DAT (Cornell) das matrizes. O programa CANOCO versão 3.10 (TER BRAAK, 1990) foi utilizado para as análises de ordenação direta e indireta.

Análise do gradiente ambiental

A Análise de Componentes Principais (PCA) é utilizada com o objetivo de simplificar a descrição de um conjunto de variáveis inter-relacionadas. Esta técnica transforma as variáveis originais em novas variáveis não correlacionadas, sendo estas novas variáveis chamadas de Componentes Principais (Jongman *et al.*, 1987 apud USEPA, 1998).

Assim, foi realizada uma Análise de Componentes Principais, com a finalidade de identificar gradientes ambientais entre os reservatórios e as variáveis mais importantes na formação destes gradientes.

Análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica

Foi realizada análise de correspondência (CA) buscando identificar possíveis gradientes na composição da comunidade fitoplanctônica entre os reservatórios. Esta análise possibilitou visualizar também grupos tipológicos formados por pontos que tenham comunidades com composição semelhante.

A análise de correspondência (CA) foi desenvolvida para ordenar inventários bióticos, sintetizados em uma matriz de n espécies por m locais (GAUCH, 1982, PIELOU, 1984, MANLY, 1994 e JONGMAN *et al.*, 1995 apud LEWINSOHN & PRADO, 2002). A análise busca ordenar locais em um gradiente, ao longo do qual cada espécie possua um ponto de máxima abundância. No entanto, no presente caso o método foi utilizado para uma matriz qualitativa. Isto significa que os pontos foram ordenados apenas com base na composição de espécies de cada local em cada época do ano e não a abundância de indivíduos em cada uma.

Análise quantitativa integrada

O objetivo desta análise foi identificar gradientes ou grupos tipológicos envolvendo os reservatórios estudados, considerando-se também as variações sazonais existentes.

Tanto no presente caso como na análise qualitativa, ao se considerar as variações sazonais dentro da matriz foi possível analisar comparativamente as variações dentro de cada reservatório em relação às diferenças entre os próprios reservatórios. Adicionalmente, outro objetivo desta análise foi identificar dentre todas as variáveis ambientais (químicas, físicas e biológicas) monitoradas, quais delas foram estatisticamente importantes na estruturação das comunidades fitoplanctônicas.

Com esse objetivo foi então realizada análise de correspondência canônica (CCA) integrando os dados de fitoplâncton e ambientais. Este método foi definido a partir de uma análise prévia da matriz de fitoplâncton. Foi realizada nesta matriz uma prévia análise canônica discriminante (DCA) para identificar o tipo de distribuição dos dados, através do parâmetro “tamanho do gradiente”. Os valores de gradiente da DCA indicaram distribuição linear dos dados do fitoplâncton, sendo neste caso a CCA o método mais adequado. Caso a DCA indicasse distribuição não linear dos dados, a análise mais adequada seria uma RDA (Análise de Redundância Destendenciada), que é o equivalente canônico da Análise de Componentes Principais – PCA.

Cabe ressaltar que a legenda dos organismos utilizados neste tratamento consta no anexo B.

Para a identificação da importância relativa das variáveis, foi utilizado o módulo “forward selection” do programa CANOCO, o qual discrimina as variáveis estatisticamente significativas. Para o presente estudo, definiu-se um nível de significância α de 95 % ($p < 0,05$). A significância das variáveis foi testada com 999 permutações.

O modelo concluiu a análise canônica de correspondência (CCA) considerando apenas as variáveis ambientais significativas, e desconsiderando as demais. Como resultado, foram representados graficamente os diferentes reservatórios (em diferentes épocas do ano) nos eixos canônicos.

Para a representação gráfica das análises, foi utilizado o módulo CANODRAW do programa CANOCO.

4. RESULTADOS

4.1 Dados Climatológicos – Precipitação

A figura 3 mostra as tendências mensais das chuvas nas proximidades dos seis reservatórios estudados.

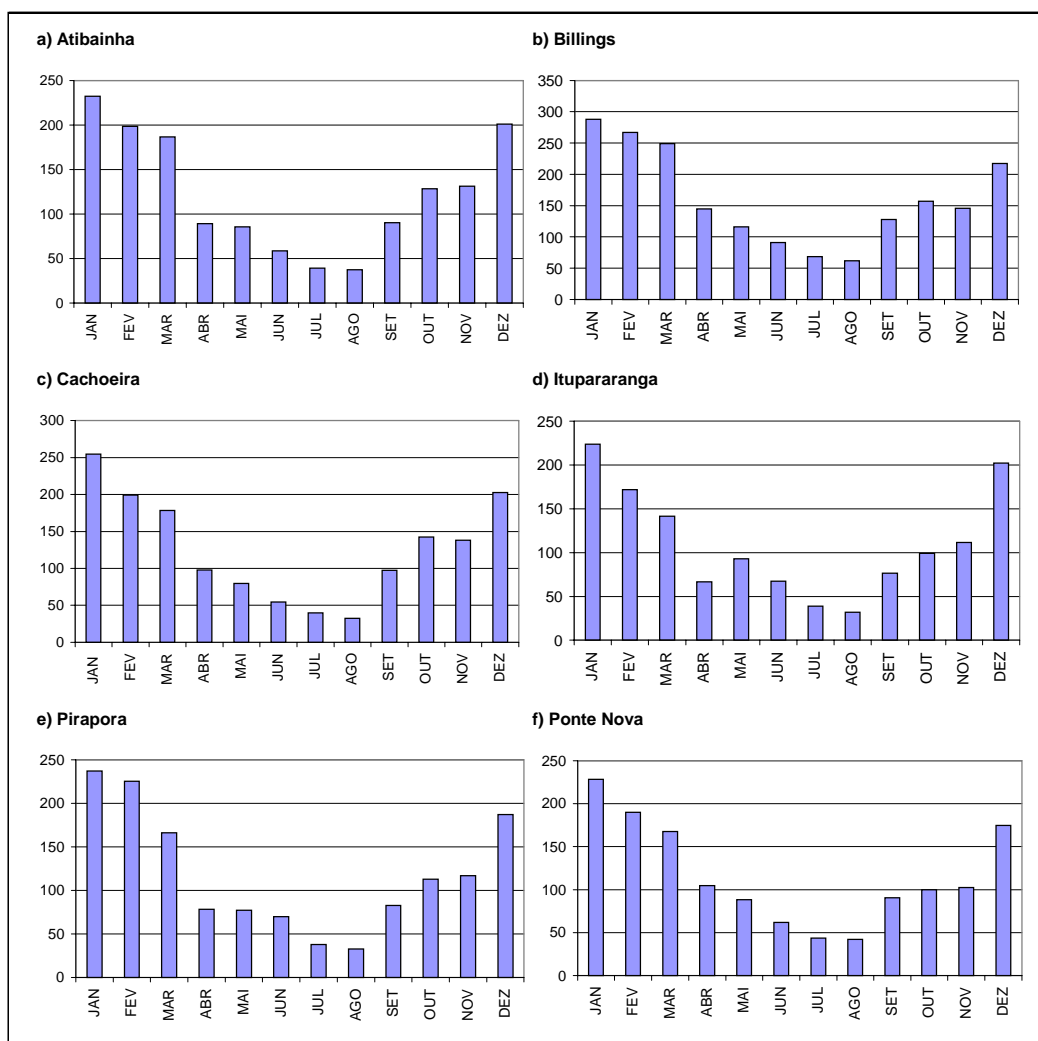


Figura 3: Variação mensal da precipitação acumulada (em mm) ao longo dos últimos 20 anos de registro. Fonte: DAEE (2001).

Em todos os reservatórios, o período mais seco, ou seja, de menor precipitação acumulada, tem ocorrido em julho-agosto. Já o período chuvoso, com precipitação acumulada superando os 100mm, variou entre 5 (Itupararanga e Ponte Nova) e 9

(Billings) meses, ocorrendo na maioria dos reservatórios de outubro a março.

Na figura 4 está representada a precipitação diária durante as épocas de coleta, nos seis reservatórios, destacando os dias de coleta.

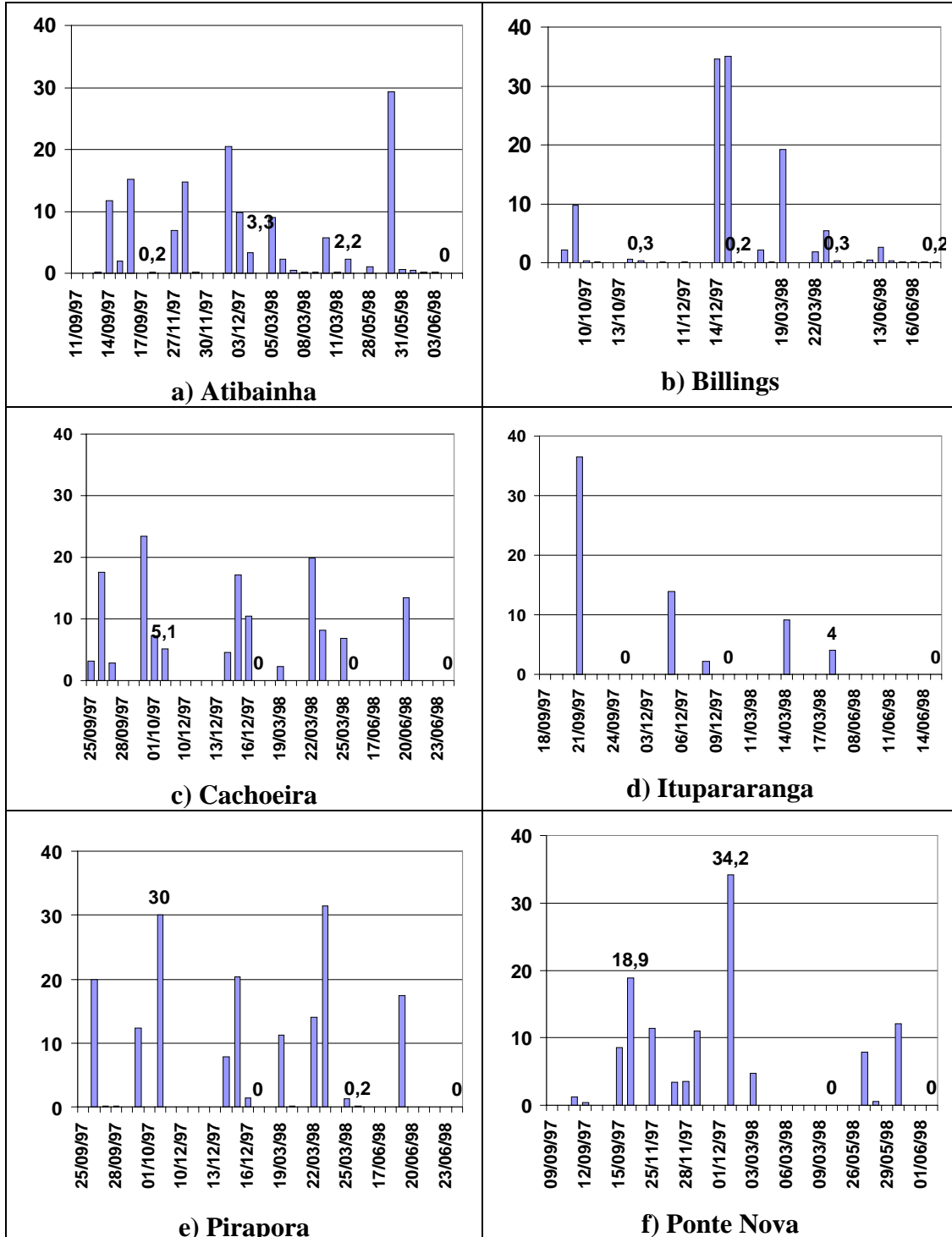


Figura 4. Precipitação diária (em mm) no período de estudo nos seis reservatórios. Os valores referem-se à precipitação na data de coleta.

As precipitações distribuíram-se quase homogeneamente ao longo do período de estudo na maioria dos reservatórios, com exceção da Billings, onde houve maior concentração em dezembro de 1997.

4.2. Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido

Os resultados dos perfis de temperatura e oxigênio dissolvido dos seis reservatórios estão apresentados nas figuras 5 a 10.

Observou-se, nos perfis de temperatura, um gradiente de ocorrência de estratificação térmica entre os reservatórios. Os reservatórios de Atibainha, Cachoeira, Itupararanga e Ponte Nova apresentaram descontinuidade térmica nas épocas mais quentes, ou seja, verão e outono, sendo que Atibainha já estava estratificado na primavera. Nesses reservatórios, ocorre uma oxiclina, com presença de hipoxia, ou até mesmo anoxia, em profundidades maiores. Em Atibainha e Cachoeira a presença de oxiclina foi constante, sendo que a circulação total da massa de água, no inverno, pôde deslocá-la para profundidades maiores, como ocorreu em Atibainha, não sendo suficiente, no entanto, para rompê-la. Por outro lado, nos outros dois reservatórios, a oxiclina, observada da primavera até o outono, desapareceu no mês frio, surgindo um perfil de oxigênio do tipo ortogrado.

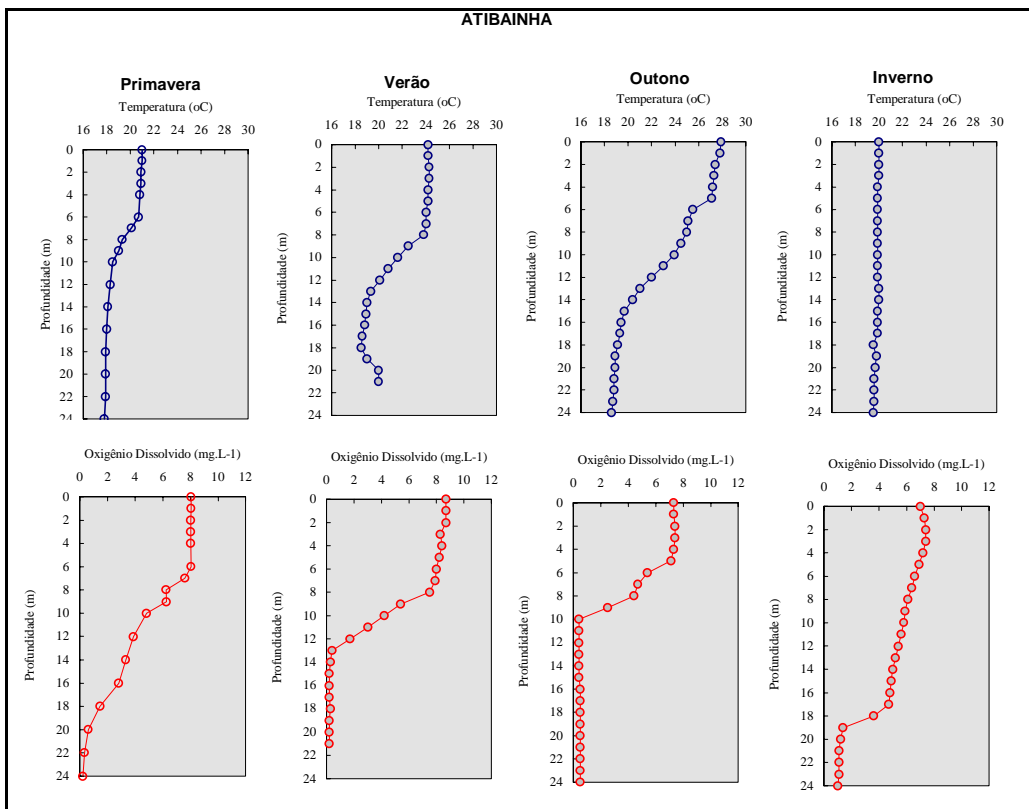


Figura 5. Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Atibainha

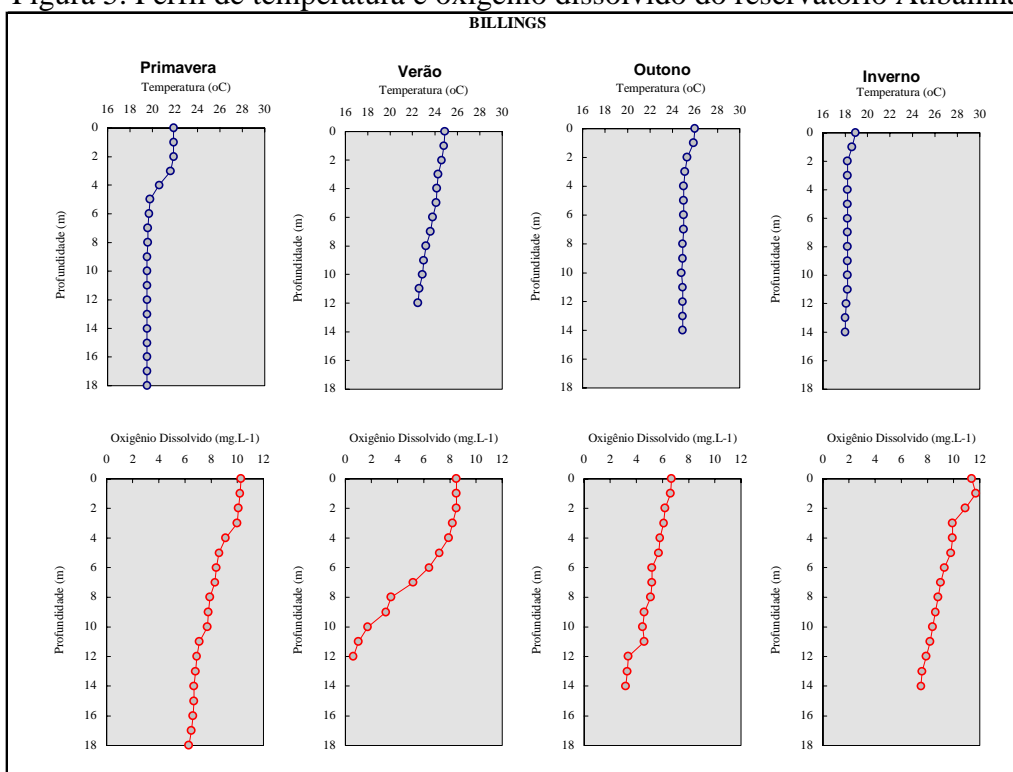


Figura 6. Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Billings

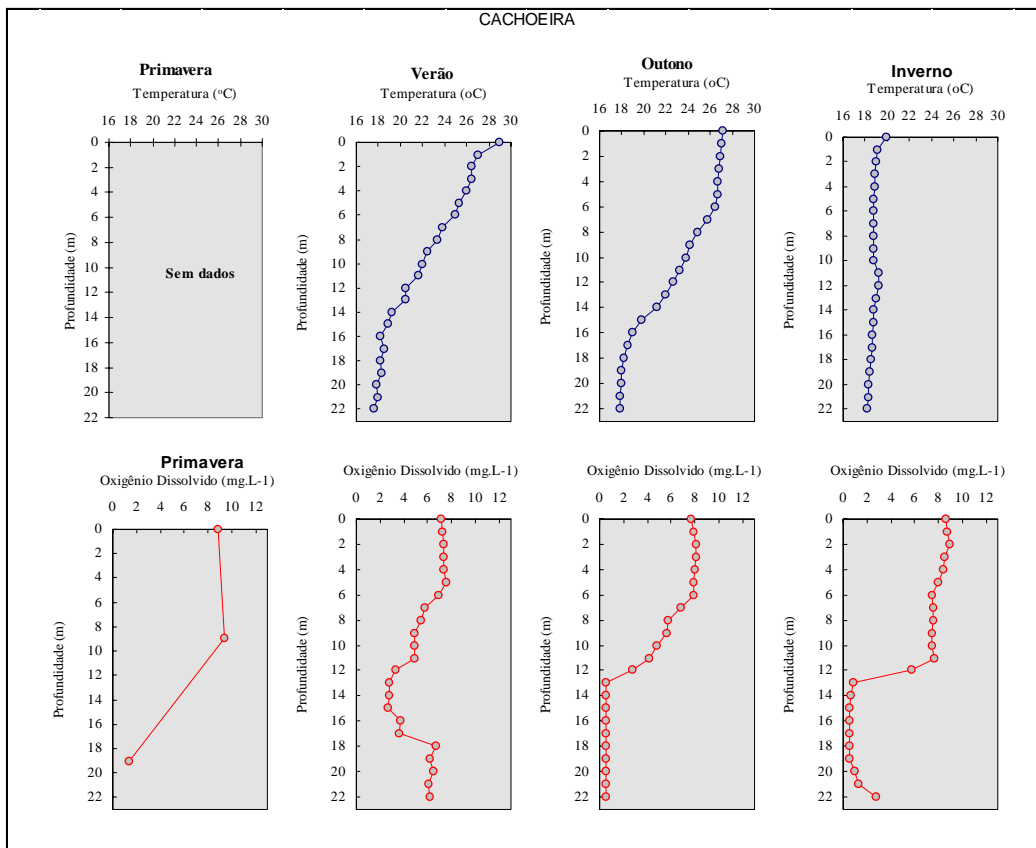


Figura 7. Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Cachoeira

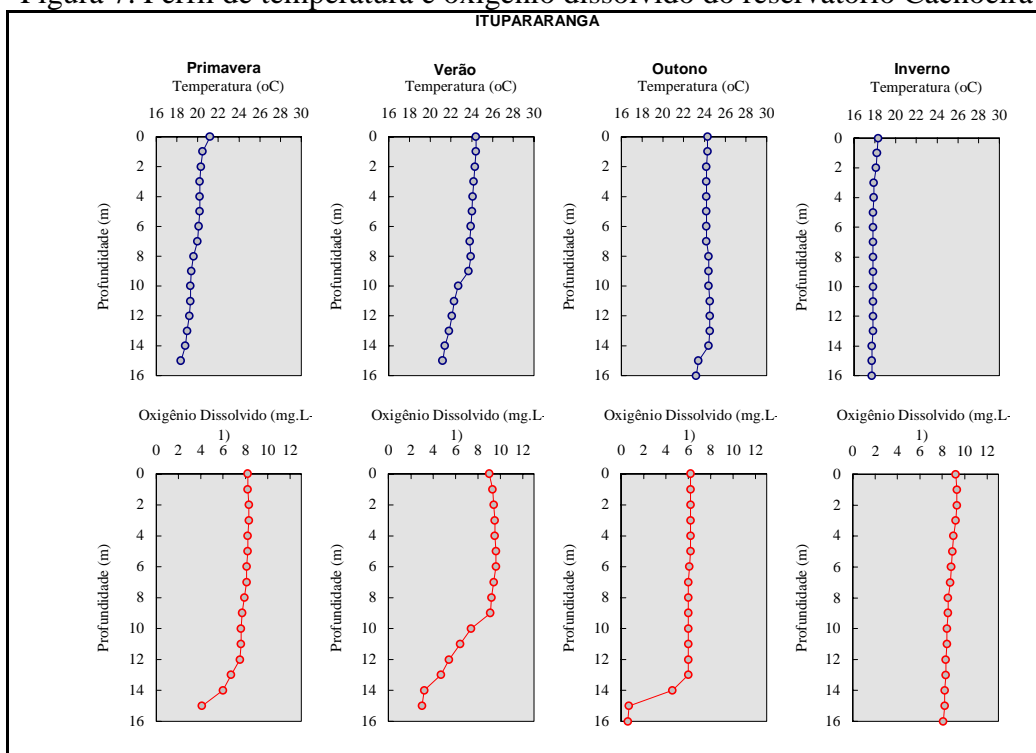


Figura 8. Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Ituparanga

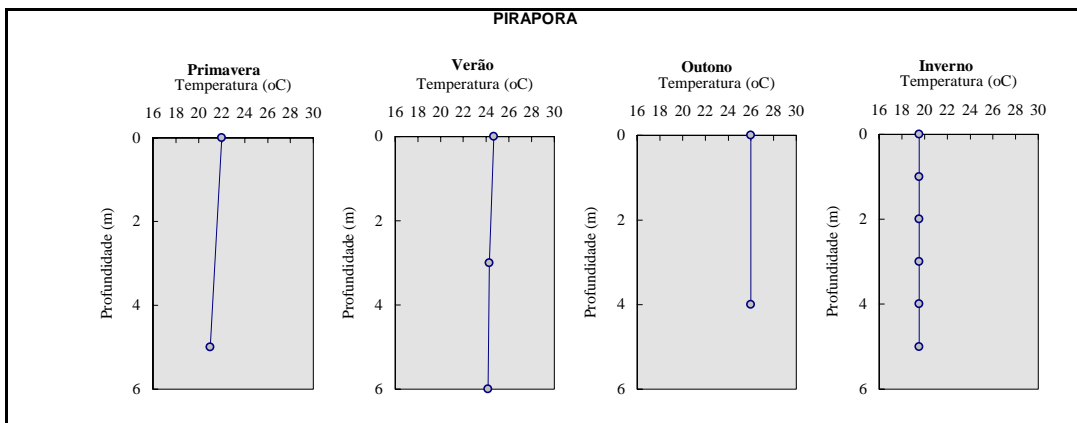


Figura 9. Perfil de temperatura do reservatório Pirapora

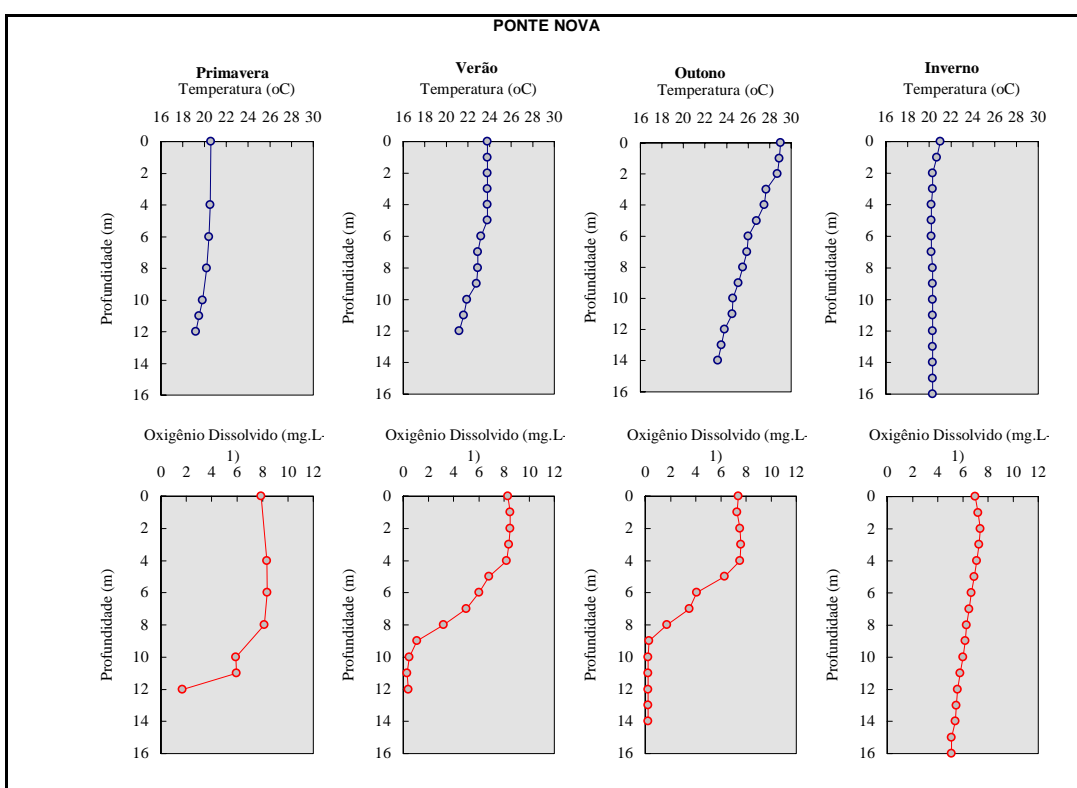


Fig 10. Perfil de temperatura e oxigênio dissolvido do reservatório Ponte Nova

O reservatório Billings encontra-se em uma situação intermediária, apresentando tendência de descontinuidade térmica em profundidades relativamente menores que os demais reservatórios, na primavera e no outono. Este fato poderia ser indicativo da ocorrência de estratificações térmicas diárias, ou seja, não duradouras, uma vez que não foi acompanhado por presença de oxiclina. Neste reservatório, ocorreu oxiclina independentemente da existência de descontinuidade da temperatura, como observado no verão.

No outro extremo do gradiente, o reservatório Pirapora apresentou-se totalmente anóxico durante todo o período de estudo, devido à alta carga de poluentes orgânicos, além de apresentar-se permanentemente desestratificado.

4.3. Resultados físico-químicos e biológicos

Nas tabelas 2 a 7, são apresentados os resultados das análises físico-químicas e biológicas, para os seis reservatórios estudados. Os resultados são apresentados por reservatório, isoladamente, devido à grande quantidade de parâmetros analisados. As épocas de coleta são representadas por abreviações das estações: P – primavera, V – verão, O – outono e I – inverno.

4.3.1. Reservatório Atibainha (Tab. 2)

A temperatura superficial da água variou de 17,9 (P) a 27,9°C (O), com amplitude de variação de 10°C.

A transparência da água foi relativamente alta, variando entre 2,70 (V e O) e 3,70 m (P).

Os valores de pH não tiveram variações significativas, variando entre 6,5 (P) a 7,3 (O).

A condutividade da água variou entre 28 (O) a 31 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (P e I).

Os nutrientes estiveram representados pela série de nitrogênio, sendo que os valores de N-amoniaco variaram de 0,01 (P) a 0,50 mg/L (V); os valores de nitrato não variaram, apresentando valor de 0,20 mg/L para todos os meses de coleta. Quanto ao nitrito, os valores se mantiveram baixos, entre 0,002 (O e I) e 0,006 mg/L (V). O N-Kjeldahl apresentou uma variação de 0,50 (O) a 2,0 mg/L (P). Os valores de fosfato total foram baixos em todas as épocas de coleta, variando de 0,01 (P, V e I) a 0,02 mg/L (O), não ultrapassando o limite estabelecido pelo CONAMA, de 0,025 mg/L, para águas de classe 2.

Foi calculada a razão N/P, tendo sido obtidos valores elevados, com variação de 35,1 (O) a 220,3 (P).

Não foram observados valores elevados de DBO, que variou entre <2 (V e O) e 3 mg/L (I). Os valores de DQO variaram entre < 17 (V) e 40 mg/L (O).

Tabela 2. Resultados das análises físico-químicas e biológicas – Reservatório Atibainha

Variáveis	P	V	O	I
Temperatura da água (°C)	17,9	24,2	27,9	20
Transparência (m)	3,70	2,70	2,70	2,90
pH	6,5	6,9	7,3	7,1
Condutividade (µS/cm)	31	30	28	31
Fosfato total (mg/L)	0,01	0,01	0,02	0,01
N-amoniaco (mg/L)	<0,01	0,50	0,02	0,11
N-Kjeldahl (mg/L)	2,00	0,60	0,50	0,60
N-nitrato (mg/L)	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
N-nitrito (mg/L)	0,003	0,006	0,002	0,002
COT (mg/L)	-	<20	<20	<20
COD (mg/L)	-	2,50	3,57	3,28
DBO (mg/L)	-	<2	<2	3
DQO (mg/L)	-	<17	40	18
Alumínio (mg/L)	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Cádmio (mg/L)	<0,001	0,014	<0,001	0,001
Chumbo (mg/L)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cobre (mg/L)	<0,004	0,006	<0,004	0,008
Mercúrio (mg/L)	<0,0002	<0,0002	0,0002	<0,0002
Níquel (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Zinco (mg/L)	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01
Colif. fecais (NMP/100mL)	<2	11	2	9
Colif. totais (NMP/100mL)	30	280	23	220
Toxicidade (<i>Ceriodaphnia</i>)	NT	Crônico	NT	Crônico
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	0,75	1,34	1,53	0,46
Feofitina- <i>a</i> (µg/L)	1,12	0,39	0,19	1,09
N/P	220,3	81	35,1	80

Os valores de COD estiveram entre 2,50 (V) e 3,57 mg/L (O), e os valores de COT não apresentaram variação, com valor sempre <20mg/L.

Dos metais analisados, alumínio, chumbo, mercúrio, níquel e zinco não apresentaram valores elevados, estando todos dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA para águas de classe 2. Quanto ao cobre, apresentou uma variação de <0,004 (P e O) a 0,008 mg/L (I), e o cádmio apresentou uma variação de <0,001 (P, O e I) a 0,014

mg/L (V), superando assim o limite estabelecido pelo CONAMA, que é de 0,001 mg/L.

Os coliformes fecais e totais apresentaram valores baixos em todos os períodos, variando entre <2 (P e O) e 11 NMP/100mL (V) para os fecais, e entre 23 (O) e 280 NMP/100mL (V).

Quanto à clorofila-*a*, os resultados apresentaram valores baixos para todos os períodos, variando entre 0,46 (I) e 1,53 µg/L (O) e, para feofitina-*a*, entre 0,19 (O) e 1,12 µg/L (P).

Os testes de toxicidade apresentaram efeito crônico em dois períodos de coleta (V e I), revelando presença de substâncias tóxicas no meio, capazes de causar efeito tóxico para *Ceriodaphnia dubia*.

4.3.2. Reservatório Billings (Tab. 3)

A temperatura superficial da água apresentou uma variação entre 18,9 (I) e 26,0°C (O), com amplitude de variação de 7,1°C.

Os valores de transparência apresentaram uma variação mínima, entre 1,20 (P, O e I) e 1,30 m (V).

Os valores de pH apresentaram resultados elevados, variando de 8,1 (I) a 10,1 (P).

Os valores de condutividade foram elevados, variando entre 154 e 183 µS/cm.

Para os nutrientes, foram observados valores elevados para a série de nitrogênio, com valores de N-amoniaco variando entre 0,01 (P) a 0,56 mg/L (O). Os valores de nitrato variaram de 0,20 (P, V e O) a 0,55 mg/L (I). Os valores de nitrito variaram entre 0,002 (P) e 0,02 mg/L (O e I) e os valores de N-Kjeldahl variaram entre 0,70 (P) a 3,20 mg/L (I). Os valores de fósforo total foram baixos, variando entre 0,01 (I) e 0,05 mg/L (V e O).

Foi calculada a razão N/P, cujos valores foram bastante elevados no inverno (377).

Para DBO, foi obtido um valor acima do limite estabelecido pelo CONAMA para águas de classe 2 apenas no inverno, com 6 mg/L e, para os demais meses, os valores estiveram entre <2 (O) e 2,5 mg/L (V). A DQO variou de <17 (O) a 36 mg/L (V).

Os valores de COD variaram entre 5,54 (O) a 11,5 mg/L (I); já os valores de COT se mantiveram, com valores <20 mg/L para todos os meses de coleta.

Tabela 3. Resultados das análises físico-químicas e biológicas – Reservatório Billings

Variáveis	P	V	O	I
Temperatura da água (°C)	21,9	24,9	26,0	18,9
Transparência (m)	1,20	1,30	1,20	1,20
pH	10,1	9,2	8,4	8,1
Condutividade (µS/cm)	154	164	183	176
Fosfato total (mg/L)	0,02	0,05	0,05	0,01
N-amoniaco (mg/L)	0,01	0,05	0,56	0,03
N-Kjeldahl (mg/L)	0,70	0,80	1,80	3,20
N-nitrato (mg/L)	0,20	<0,20	<0,20	0,55
N-nitrito (mg/L)	0,002	0,005	0,02	0,02
COT (mg/L)	-	<20	<20	<20
COD (mg/L)	-	7,09	5,54	11,5
DBO (mg/L)	-	2,5	<2	6
DQO (mg/L)	-	36	<17	20
Alumínio (mg/L)	0,22	<0,20	<0,20	<0,20
Cádmio (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Chumbo (mg/L)	<0,002	0,07	<0,05	<0,05
Cobre (mg/L)	<0,004	0,008	<0,004	<0,004
Mercúrio (mg/L)	<0,0002	<0,0002	<0,0001	<0,0002
Níquel (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Zinco (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Colif. fecais (NMP/100mL)	<2	110	Ausente	2
Colif. totais (NMP/100mL)	140	1,7 x 10 ³	50	130
Toxicidade (<i>Ceriodaphnia</i>)	Crônico	NT	Agudo	Crônico
Clorofila-a (µg/L)	10,87	10,17	30,04	41,88
Feofitina-a (µg/L)	2,79	1,15	7,83	5,26
N/P	45	20	40	377

Quanto aos metais cádmio, zinco e níquel, não foi observada variação no período de estudo, estando os valores dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA. Para o alumínio, observou-se, na primavera, um valor de 0,22 mg/L, acima portanto do limite do CONAMA, que é de 0,10 mg/L; para os demais meses, os valores

mantiveram-se <0,20 mg/L. O chumbo apresentou uma variação de <0,002 (P) a 0,07 mg/L (V), acima portanto do limite, que é de 0,03 mg/L. O cobre apresentou uma variação de <0,004 (P, O e I) a 0,008 mg/L (V). O mercúrio praticamente não variou, com valores de <0,0001 (O) a <0,0002 mg/L (P, V e I).

As análises de coliformes fecais e totais no reservatório Billings apresentaram em apenas um período de coleta (V) valor elevado, sendo que os coliformes totais atingiram $1,7 \times 10^3$ NMP/100mL.

A clorofila-*a* apresentou em todas as campanhas valores altos, oscilando entre 10,17 (V) a 41,88 µg/L (I). Quanto à feofitina-*a*, os valores estiveram entre 1,15 (V) e 7,83 µg/L (O).

Para os testes de toxicidade, o reservatório Billings apresentou, em dois períodos de coleta, efeito crônico (P e I), e efeito agudo no verão, revelando presença de substâncias tóxicas no meio capazes de causar efeito no organismo testado, *Ceriodaphnia dubia*.

4.3.3. Reservatório Cachoeira (Tab. 4)

A temperatura superficial da água variou de 19,9 (I) a 29,0°C (V), com uma amplitude de variação de 9,1°C.

A transparência da água foi relativamente alta, com valores entre 2,30 (O) e 2,90 m (I).

Os valores de pH variaram entre 6,5 (I) a 8,1 (V).

A condutividade praticamente não apresentou variação em seus valores, estando entre 31 (P, O e I) e 32 µS/cm (V).

Quanto aos nutrientes, pôde-se observar valores baixos para fosfato total, estando entre 0,01 (P, V e I) e 0,02 mg/L, abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA, que é de 0,025 mg/L. Os valores de N-amoniaco estiveram entre 0,04 (P) e 0,50 mg/L (V). O N-Kjeldahl variou de 0,80 (V) a 1,20 mg/L (O). Quanto ao nitrato, os valores se mantiveram os mesmos em todos os meses de coleta, com 0,20 mg/L; o nitrito

variou de 0,002 (P e O) a 0,004 mg/L (V e I).

A relação N/P apresentou valores elevados, variando entre 70 (O) a 120 (P).

Os valores de COT foram, em todos os meses, < 20 mg/L, e o COD variou entre 2,38 (V) e 5,31 mg/L (O).

Para DBO, foi obtido um valor acima do limite estabelecido pelo CONAMA para águas de classe 2 apenas no verão, com 9 mg/L e, para os demais meses, os valores foram <2 mg/L. A DQO variou de <17 (O e I) a 37 mg/L (V).

Tabela 4. Resultados das análises físico-químicas e biológicas – Reservatório Cachoeira

Variáveis	P	V	O	I
Temperatura da água (°C)	21,0	29,0	27,1	19,9
Transparência (m)	2,60	2,60	2,30	2,90
pH	6,8	8,1	6,7	6,5
Condutividade (µS/cm)	31	32	31	31
Fosfato total (mg/L)	0,01	0,01	0,02	0,01
N-amoniaco (mg/L)	0,04	0,50	0,08	0,13
N-Kjeldahl (mg/L)	1,00	0,80	1,20	0,90
N-nitrato (mg/L)	<0,20	<0,20	0,20	<0,20
N-nitrito (mg/L)	0,002	0,004	0,002	0,004
COT (mg/L)	-	<20	<20	<20
COD (mg/L)	-	2,38	5,31	4,30
DBO (mg/L)	-	9	<2	<2
DQO (mg/L)	-	37	<17	<17
Alumínio (mg/L)	<0,20	0,24	<0,20	<0,20
Cádmio (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Chumbo (mg/L)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cobre (mg/L)	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Mercúrio (mg/L)	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Níquel (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Zinco (mg/L)	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01
Colif. fecais (NMP/100mL)	30	<2	30	Ausente
Colif. totais (NMP/100mL)	70	7	130	5,0 x 10 ³
Toxicidade (<i>Ceriodaphnia</i>)	NT	NT	NT	NT
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	1,56	0,89	1,00	0,84
Feofitina- <i>a</i> (µg/L)	0,67	1,2	0,79	0,34
N/P	120	100	70	110

Dos metais que foram analisados, a maioria esteve dentro dos limites estabelecidos

pelo CONAMA para águas de classe 2, com exceção do alumínio, que atingiu 0,24 mg/L (V), sendo que o limite é de 0,10 mg/L.

As análises de coliformes fecais e totais revelaram, de modo geral, valores baixos nos períodos estudados, com exceção de coliformes totais, que apresentaram um valor alto: 5×10^3 NMP/100mL (I).

A clorofila-*a* apresentou valores baixos em todos os períodos, variando entre 0,84 (I) e 1,56 µg/L (P); para feofitina-*a*, o valor mais baixo (0,34 µg/L) também foi observado no inverno, e o mais elevado (1,2 µg/L), no verão.

Os testes de toxicidade realizados não revelaram presença de substâncias tóxicas em níveis de concentração capazes de causar efeito tóxico para o organismo teste *Ceriodaphnia dubia*, em todos os períodos de estudo.

4.3.4. Reservatório Itupararanga (Tab. 5)

A temperatura superficial da água variou entre 18,3 (I) e 24,4°C (V), com uma amplitude de variação de 6,1°C.

A transparência variou entre 1,60 (O) e 2,50m (P).

O pH apresentou valores dentro do limite estabelecido pelo CONAMA, variando entre 6,9 (I) e 7,4 (P e V).

A condutividade apresentou pouca variação entre os períodos de coleta, com valores entre 63 (I) e 67 µS/cm (V).

Quanto aos nutrientes, o fosfato total apresentou em todos os meses de coleta valores abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA (0,025 mg/L), entre 0,01 (V e O) e 0,02 mg/L (P e I). Para N-amoniacoal, os valores estiveram entre 0,06 (P) e 0,50 mg/L (V). O N-Kjeldahl variou entre 0,50 (V e O) e 1,20 mg/L (P). Para o nitrato, foram obtidos valores com pouca variação entre os meses de coleta, de 0,20 (P e I) a 0,26 mg/L (O) .

Quanto à relação N/P, os resultados variaram entre 60 (I) e 76 (O).

Os valores de COT, em todos os meses de coleta, foram <20 mg/L. O COD variou de 4,31 (V) a 8,63 mg/L (O). Os valores de DBO foram baixos em todos os meses, variando entre <2 (O e I) e 4 mg/L (V). Para DQO, a variação esteve entre <17 (I) e 37 mg/L (V).

Tabela 5. Resultados das análises físico-químicas e biológicas – Reservatório Itupararanga

Variáveis	P	V	O	I
Temperatura da água (°C)	18,5	24,4	24,3	18,3
Transparência (m)	2,50	2,30	1,60	2,20
pH	7,4	7,4	7,0	6,9
Condutividade (µS/cm)	64	67	65	63
Fosfato total (mg/L)	0,02	0,01	0,01	0,02
N-amoniaco (mg/L)	0,06	0,50	0,09	0,12
N-Kjeldahl (mg/L)	1,20	0,50	0,50	1,00
N-nitrato (mg/L)	0,20	0,24	0,26	0,20
N-nitrito (mg/L)	0,003	0,003	0,002	0,002
COT (mg/L)	-	<20	<20	<20
COD (mg/L)	-	4,31	8,63	6,60
DBO (mg/L)	-	4	<2	<2
DQO (mg/L)	-	37	26	<17
Alumínio (mg/L)	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Cádmio (mg/L)	<0,001	<0,001	0,004	<0,001
Chumbo (mg/L)	<0,05	1,59	<0,05	<0,05
Cobre (mg/L)	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Mercúrio (mg/L)	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Níquel (mg/L)	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
Zinco (mg/L)	0,03	0,03	0,01	<0,01
Colif. fecais (NMP/100mL)	2	<2	2	2
Colif. totais (NMP/100mL)	280	30	30	8
Toxicidade (<i>Ceriodaphnia</i>)	NT	NT	NT	NT
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	4,23	2,14	1,91	3,05
Feofitina- <i>a</i> (µg/L)	0,45	1,85	0,85	1,22
N/P	70	74	76	60

Quanto aos metais, todos apresentaram valores baixos, não ultrapassando os limites estabelecidos pelo CONAMA para águas de classe 2, com exceção do chumbo, que apresentou valor elevado no verão, com 1,59 mg/L.

Os coliformes fecais e totais apresentaram em todos os períodos de coleta valores baixos, sendo que para coliformes fecais não houve variação, apresentando valores

<2 ou 2 NMP/100ML e, para coliformes totais, estiveram entre 8 (I) e 280 NMP/100ML (P).

A clorofila-*a* apresentou, em todas as épocas, valores considerados baixos: de 1,91 (O) a 4,23 µg/L (P). Para feofitina-*a*, a variação esteve entre 0,45 (P) e 1,85 µg/L (V).

Os testes de toxicidade realizados não revelaram presença de toxicidade para o organismo *Ceriodaphnia dubia*, em todos os períodos, o que indica ausência de substâncias tóxicas em níveis de concentração capazes de causar efeito tóxico.

4.3.5. Reservatório Pirapora (Tab. 6)

A temperatura superficial da água variou de 19,5 (I) a 26,0°C (O), com amplitude de variação de 6,5°C.

A transparência foi baixa em todas as épocas de coleta, variando entre 0,10 (P e I) e 0,20m (V e O).

O pH esteve entre 6,9 (P) e 7,1 (V, O e I).

Os valores de condutividade foram muito elevados, entre 308 (P) e 489µS/cm (I).

Quanto aos nutrientes, os valores de fosfato total foram elevados em todos os meses de coleta, variando entre 0,53 (P) e 1,70 mg/L (I). Para N-amoniaco, foram obtidos valores entre 4,5 (O) e 17,0 mg/L (I). O N-Kjeldahl variou entre 6,70 (O) a 20,5 mg/L (I). Os valores de nitrato não sofreram variação, apresentando, em todos os meses de coleta, 0,20 mg/L. O nitrito apresentou valores variando entre 0,002 (V) e 0,03 mg/L (O).

A relação N/P foi baixa em todos os meses de coleta, com valores de 8 (O) a 21 (P).

Os valores de COT variaram entre 23,3 (V) e 36,2 mg/L (O), e os de COD, entre 19,7 (V) e 30,2 mg/L (I). Os valores de DBO foram elevados, entre 9 (V) e 30mg/L (I). Para DQO, os valores estiveram entre 40 (O) e 98mg/L (V).

Tabela 6. Resultados das análises físico-químicas e biológicas – Reservatório Pirapora

Variáveis	P	V	O	I
Temperatura da água (°C)	22,0	24,7	26,0	19,5
Transparência (m)	0,10	0,20	0,20	0,10
pH	6,9	7,1	7,1	7,1
Condutividade (µS/cm)	308	356	373	489
Fosfato total (mg/L)	0,53	0,79	0,84	1,70
N-amoniaco (mg/L)	10,0	7,00	4,50	17,0
N-Kjeldahl (mg/L)	11,1	8,20	6,70	20,5
N-nitrato (mg/L)	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
N-nitrito (mg/L)	0,004	0,002	0,03	0,005
COT (mg/L)	-	23,3	36,2	31
COD (mg/L)	-	19,7	26,3	30,2
DBO (mg/L)	-	9	19	30
DQO (mg/L)	-	98	40	81
Alumínio (mg/L)	4,19	1,97	2,01	0,61
Cádmio (mg/L)	<0,001	<0,001	0,004	<0,001
Chumbo (mg/L)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cobre (mg/L)	0,03	0,01	<0,01	0,02
Mercúrio (mg/L)	<0,0001	<0,0002	<0,0002	0,0003
Níquel (mg/L)	0,04	0,04	0,02	<0,01
Zinco (mg/L)	0,09	0,06	0,05	0,15
Colif. fecais (NMP/100mL)	$3,0 \times 10^6$	$3,0 \times 10^6$	$5,0 \times 10^6$	$2,3 \times 10^6$
Colif. totais (NMP/100mL)	$2,3 \times 10^7$	$2,3 \times 10^7$	$7,0 \times 10^6$	$3,0 \times 10^6$
Toxicidade (<i>Ceriodaphnia</i>)	Agudo	Agudo	Agudo	Agudo
Clorofila-a (µg/L)	2,97	6,54	4,75	4,6
Feofitina-a (µg/L)	4,31	0,09	1,53	1,11
N/P	21	11	8	12

Dos metais, chumbo, cobre e zinco apresentaram valores baixos em todas as campanhas. Para alumínio, os valores foram elevados em todos os meses de coleta, variando entre 0,61 (I) e 4,19 mg/L (P). O mercúrio apresentou valor mais elevado apenas no inverno, com 0,0003 mg/L. O níquel apresentou valor de 0,04 mg/L na primavera e no verão. O cádmio apresentou valor de 0,004 mg/L no outono.

Os resultados de coliformes foram altos em todos os meses de coleta, os fecais variando de $2,3 \times 10^6$ (I) a $5,0 \times 10^6$ NMP/100mL (O), e os coliformes totais, entre $3,0 \times 10^6$ (I) e $2,3 \times 10^7$ NMP/100mL (P e V).

Os valores de clorofila-*a* foram baixos, variando entre 2,97 (P) e 6,54 µg/L (V). Para feofitina-*a*, a variação esteve entre 0,09 (V) e 4,31 µg/L (P).

Os testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia* revelaram efeito agudo em todas as épocas de coleta, confirmando presença de substâncias tóxicas na água.

4.3.6. Reservatório Ponte Nova (Tab. 7)

A temperatura superficial da água variou de 20,6 (P) a 29,0°C (O), com uma amplitude de variação de 8,4°C.

A transparência variou entre 1,40 (V e O) e 4,85 m (I).

Os valores de pH variaram entre 6,3 (V) e 7,8 (O).

Os valores de condutividade praticamente não variaram entre os meses, com 27 (O) a 28 µS/cm (P, V e I).

Os nutrientes não apresentaram valores elevados, sendo que o fosfato total apresentou valores entre 0,01 (P, V e I) e 0,02 mg/L (O). O N-amoniaco apresentou valores de 0,01 (P) a 0,40 mg/L (V). O N-Kjeldahl variou de 0,50 (P) a 1,20 mg/L (O). O nitrato não apresentou variação, com valores de 0,20 mg/L em todos os meses de coleta. O nitrito variou de 0,002 (P e O) a 0,009 mg/L (V).

A relação N/P foi elevada em todos os meses de amostragem, com valores entre 70 (P e O) e 131 (V).

O COT foi < 20 mg/L em todas as épocas de coleta, e o COD variou entre 0,52 (I) e 5,95 mg/L (O). Os valores de DBO foram baixos, entre <2 (O) e 4 mg/L (V), e os valores de DQO foram de <17 (O e I) a 40 mg/L (V).

Quanto aos metais, chumbo, cobre, mercúrio e níquel apresentaram valores baixos, não ultrapassando os limites estabelecidos pelo CONAMA; foram exceções alumínio, que esteve elevado no outono, com 0,14 mg/L, o zinco, que apresentou valor de 0,03 mg/L (P), e o cádmio, cujo valor foi mais elevado no verão, com 0,004 mg/L.

Tabela 7. Resultados das análises físico-químicas e biológicas – Reservatório Ponte Nova

Variáveis	P	V	O	I
Temperatura da água (°C)	20,6	23,8	29,0	21,0
Transparência (m)	2,30	1,40	1,40	4,85
pH	7,3	6,3	7,8	6,6
Condutividade (µS/cm)	28	28	27	28
Fosfato total (mg/L)	0,01	0,01	0,02	0,01
N-amoniaco (mg/L)	0,01	0,40	0,05	0,14
N-Kjeldahl (mg/L)	0,50	1,10	1,20	0,80
N-nitrato (mg/L)	0,20	0,20	0,20	0,20
N-nitrito (mg/L)	0,002	0,009	0,002	0,006
COT (mg/L)	-	<20	<20	<20
COD (mg/L)	-	4,46	5,95	0,52
DBO (mg/L)	-	4	<2	3
DQO (mg/L)	-	40	<17	<17
Alumínio (mg/L)	<0,20	<0,20	0,14	<0,20
Cádmio (mg/L)	<0,001	0,004	<0,001	<0,001
Chumbo (mg/L)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cobre (mg/L)	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Mercúrio (mg/L)	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Níquel (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Zinco (mg/L)	0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Colif. fecais (NMP/100mL)	<2	2	Ausente	Ausente
Colif. totais (NMP/100mL)	4	17	4	4
Toxicidade (<i>Ceriodaphnia</i>)	NT	NT	NT	Crônica
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	0,75	1,34	4,07	0,79
Feofitina- <i>a</i> (µg/L)	1,12	0,39	0,56	1,6
N/P	70	131	70	101

Os resultados de coliformes fecais e totais foram baixos em todas as épocas de coleta, variando, para coliformes fecais, de ausente (O e I) a 2 NMP/100ML (P) e, para totais, de 4 (P, O e I) a 17 NMP/100mL (V).

A clorofila-*a* apresentou os menores valores de todos os reservatórios, variando entre 0,75 (P) e 4,07 µg/L (O). Os valores de feofitina-*a* estiveram entre 0,39 (V) e 1,6 µg/L (I).

Os testes de toxicidade não revelaram presença de substâncias tóxicas para o organismo *Ceriodaphnia dubia*, nos períodos de primavera, verão e outono; por outro lado, no inverno foi detectada toxicidade crônica, indicativo de presença de substâncias tóxicas no meio.

4.4. Fitoplâncton

4.4.1. Composição fitoplanctônica

Durante o período de estudo, foi registrada variação grande na composição fitoplanctônica entre os reservatórios. A listagem dos táxons dos reservatórios consta do Anexo A. Fotos de algumas espécies representativas de cada reservatório são apresentadas no Anexo D.

Reservatório Atibainha

No reservatório Atibainha a comunidade constituiu-se de 153 táxons, distribuídos em 19% pertencentes ao grupo das cianofíceas, 61,5% de clorofíceas, 10% de diatomáceas, 6,5% de flagelados, 2,5% de dinoflagelados e 0,5% de xantofíceas.

A densidade média dos organismos variou entre 1.120 org./mL (I) a 8.608 org./mL (O) (Tab. 8).

O grupo que apresentou as maiores densidades foi o das cianofíceas, variando de 421 org./mL (I) a 6365 org./mL (O) (Fig. 11). As espécies mais representativas do grupo das cianofíceas no verão foram *Cyanodictyon iac*, *Aphanocapsa delicatissima* e *Aphanocapsa* spp, e, no outono, houve dominância do gênero *Planktolyngbya*, registrando-se densidades elevadas, além de valores elevados da espécie *Cyanodictyon iac*.

As clorofíceas foram dominantes na primavera, com maior abundância das espécies *Closteospora laemanensis* e *Chlorella* sp., além de alguns gêneros pertencentes à família Radiococcaceae.

O grupo das diatomáceas apenas na primavera apresentou valores de densidades significativos, com 33% do total de organismos, sendo *Cyclotella meneghiniana*,

Cyclotella sp. e *Fragilaria* sp. as formas predominantes.

Tabela 8. Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Atibainha (CI = Cianofíceas; CL = Clorofíceas; DI = Diatomáceas; DN = Dinoflagelados; FI = Fitoflagelados; XA = Xantofíceas); R1, R2, R3 = Réplicas.

Grupos	CI	CL	DI	DN	FI	XA	Total
<i>Primavera</i>							
R1	270	1568	1054	54	189	0	3135
R2	378	1919	1568	0	189	0	4054
R3	134	1802	833	54	242	0	3065
Média	261	1763	1152	36	207	0	3418
<i>Verão</i>							
R1	2090	949	55	0	89	0	3183
R2	883	1060	22	0	67	0	2032
R3	402	1028	33	0	56	0	1519
Média	1125	1012	37	0	71	0	2245
<i>Outono</i>							
R1	6330	1653	201	0	66	0	8250
R2	8496	2447	133	0	113	0	11189
R3	4270	1961	100	11	44	0	6386
Média	6365	2020	145	4	74	0	8608
<i>Inverno</i>							
R1	549	592	100	0	56	0	1297
R2	278	446	44	0	22	0	790
R3	436	637	11	0	190	0	1274
Média	421	558	52	0	89	0	1120

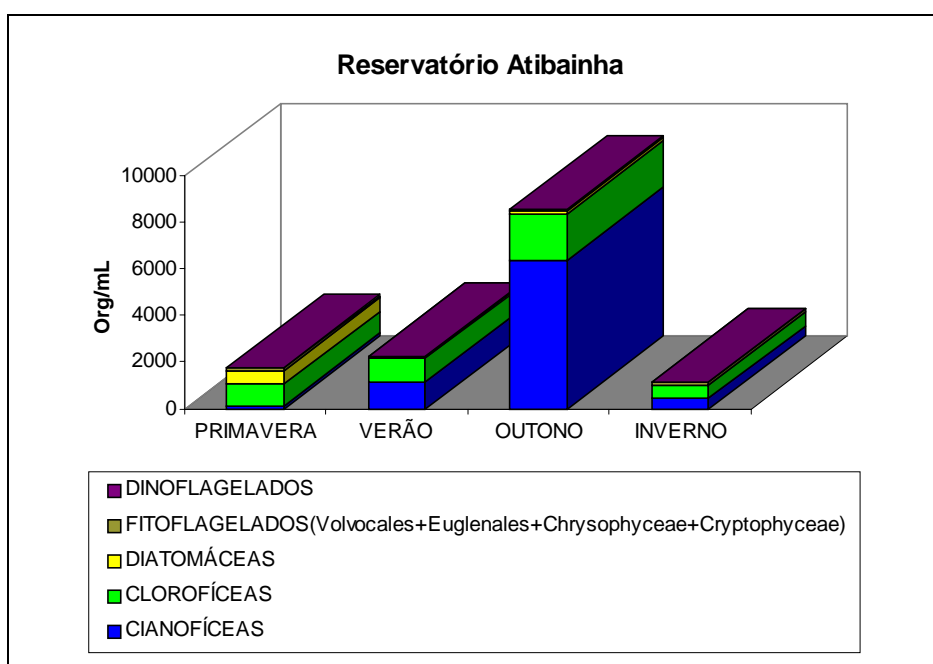


Figura 11. Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Atibainha no período de estudo

O grupo dos flagelados apresentou baixas densidades, variando de 71 org/mL (V) a 207 org./mL (P), com o gênero *Chlamydomonas* sendo o mais abundante.

O grupo dos dinoflagelados esteve pouco representado neste estudo; entretanto, *Peridinium* e *Gymnodinium* foram os gêneros mais abundantes.

Reservatório Billings

No reservatório Billings foram registrados 154 táxons, distribuídos em 27% de cianofíceas, 50% de clorofíceas, 10% de diatomáceas, 10% de flagelados, 2% de dinoflagelados e 1% de xantofíceas.

Os valores de densidade média variaram entre 11.198 org./mL (I) a 127.941 org./mL (O) (Tab. 9).

O grupo das cianofíceas foi dominante em todo o período de estudo, tendo sido registrados episódios de florações de *Microcystis* em todos os períodos de coleta. A densidade média deste grupo variou de 8.090 org./mL (I) a 127.487 org./mL (O). Além do gênero *Microcystis*, houve presença com densidades significativas de *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon* sp. e *Pseudanabaena mucicola* (Fig. 12).

Para o grupo das clorofíceas, as densidades médias foram baixas, variando entre 118 org./mL (I) a 238 org./mL (O); porém, registrou-se organismos pertencentes à ordem Chlorococcales, como *Micractinium pusillum*, *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tetraedron caudatum*, entre outros.

O grupo das diatomáceas apresentou valores de densidade média mais significativos no inverno, com 29% do total de organismos. As densidades médias variaram entre 106 org./mL (O) a 2.679 org./mL (I); as espécies *Aulacoseira granulata* e *Aulacoseira italica* foram as mais abundantes deste grupo.

O grupo dos flagelados apresentou densidades baixas, variando entre 54 org./mL (P)

a 309 org./mL (I), sendo as espécies *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marsonii*, *Chlamydomonas* spp., *Trachelomonas volvocina* e *Trachelomonas bacillifera* as mais representativas.

Tabela 9. Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Billings (CI = Cianofíceas; CL = Clorofíceas; DI = Diatomáceas; DN = Dinoflagelados; FI = Fitoflagelados; XA = Xantofíceas); R1, R2, R3 = Réplicas.

Grupos	CI	CL	DI	DI	FI	XA	Total
<i>Primavera</i>							
R1	42998	188	149	0	56	0	43391
R2	63399	152	318	19	94	37	64019
R3	70899	98	140	0	42	0	71179
Média	59099	146	202	6	64	12	59530
<i>Verão</i>							
R1	21599	133	135	22	67	0	21956
R2	24854	189	79	0	358	11	25491
R3	47402	111	168	11	189	0	47881
Média	31285	144	127	11	205	4	31776
<i>Outono</i>							
R1	222334	154	98	0	42	0	222628
R2	42224	323	178	0	245	0	42970
R3	117903	238	42	0	42	0	118225
Média	127487	238	106	0	110	0	127941
<i>Inverno</i>							
R1	11895	55	2683	0	279	0	14912
R2	2102	145	2293	0	291	0	4831
R3	10274	155	3063	0	358	0	13850
Média	8090	118	2680	0	309	0	11198

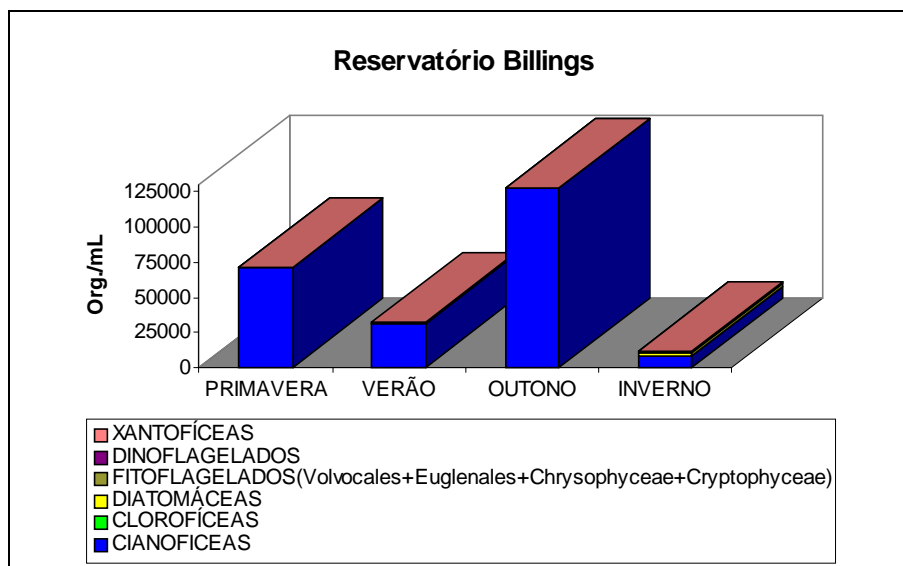


Figura 12. Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Billings no período de estudo

Reservatório Cachoeira

No reservatório Cachoeira foram registrados 152 táxons distribuídos em 18% do grupo das cianofíceas, 60,5% de clorofíceas, 8,5% de diatomáceas, 10% de flagelados e 3,5% de dinoflagelados.

A densidade média total dos organismos fitoplanctônicos variou entre 662 org./mL (I) a 2.554 org./mL (P) (Tab. 10, Fig. 13).

Foi registrada distribuição mais homogênea entre os grupos. O grupo das cianofíceas apresentou densidades médias variando entre 86 org./mL (I) a 727 org./mL (P). As espécies *Cyanoduction iac* e *Aphanocapsa delicatissima* foram as formas mais abundantes.

O grupo das clorofíceas foi dominante de uma forma geral, apresentando uma densidade média variando entre 360 org./mL (I) a 2.095 org./mL (V). Os gêneros *Coenochloris*, *Chlorella* e *Kirchneriella* e as espécies *Didymocystis planctonica*, *Coelastrum reticulatum*, *Crucigenia quadrata*, *Elakatothrix cf. viridis*, *Pediastrum tetras* e *Tetraedron minimum* foram as mais abundantes.

O grupo das diatomáceas apresentou densidades médias variando entre 66 org./mL (O) a 951 org./mL (P), sendo que a espécie *Cyclotella meneghiniana* foi a mais abundante.

O grupo dos flagelados apresentou baixa densidade, com densidades médias variando entre 22 org./mL (I) a 406 org./mL (O). A espécie *Trachelomonas bacillifera* e o gênero *Chlamydomonas* foram as formas mais abundantes.

Os dinoflagelados estiveram representados pelos gêneros *Peridinium* e *Gymnodinium*, e apresentaram densidades médias entre 7 org./mL (O) e 82 org./mL (I).

Tabela 10. Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Cachoeira (CI = Cianofíceas; CL = Clorofíceas; DI = Diatomáceas; DN = Dinoflagelados; FI = Fitoflagelados; XA = Xantofíceas); R1, R2, R3 = Réplicas.

Grupos	CI	CL	DI	DN	FI	XA	Total
<i>Primavera</i>							
R1	1481	770	755	42	168	0	3216
R2	294	643	937	14	98	0	1986
R3	405	685	1160	42	168	0	2460
Média	727	699	951	33	145	0	2554
<i>Verão</i>							
R1	211	2372	11	0	55	0	2649
R2	110	2259	11	0	33	0	2413
R3	380	1654	11	0	11	0	2056
Média	234	2095	11	0	33	0	2373
<i>Outono</i>							
R1	257	1373	88	0	78	0	1796
R2	525	2125	33	0	100	0	2783
R3	246	1396	77	22	1040	0	2781
Média	343	1631	66	7	406	0	2453
<i>Inverno</i>							
R1	101	369	77	45	11	0	603
R2	112	379	134	145	34	0	804
R3	45	334	123	56	22	0	580
Média	86	361	111	82	22	0	662

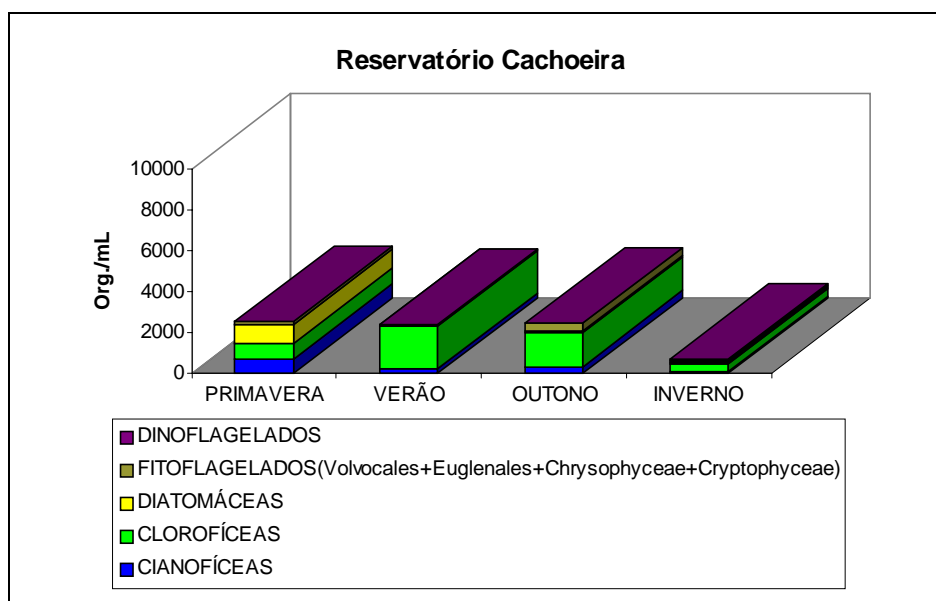


Figura 13. Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Cachoeira no período de estudo

Reservatório Itupararanga

No reservatório Itupararanga foram registrados 194 táxons, distribuídos em 25,5% de cianofíceas, 51,5% de clorofíceas, 8% de diatomáceas, 11,5% de flagelados, 3% de dinoflagelados e 0,5% de xantofíceas.

A densidade média dos organismos fitoplanctônicos variou entre 1.039 org./mL (I) a 9.918 org./mL (P) (Tab. 11).

O grupo das cianofíceas foi o que apresentou maior densidade de organismos em todos os meses de coleta, variando entre 380 org./mL (I) a 9.118 org./mL (P), com exceção do período de outono, quando o grupo das clorofíceas foi o mais abundante (Fig. 14). Este grupo foi representado principalmente por *Aphanocapsa* sp, *Aphanocapsa delicatissima*, *Microcystis* sp. e *Pseudanabaena mucicola*, além de terem sido registradas as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena planctonica* e *Anabaena crassa*.

O grupo das clorofíceas apresentou densidades relativamente baixas, variando entre 278 org./mL (I) a 545 org./mL (O). Os gêneros *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Elakatothrix*, *Monoraphidium* e as espécies *Crucigenia quadrata*, *Coelastrum reticulatum*, *Oocystis lacustris* foram as formas mais abundantes.

Quanto ao grupo das diatomáceas, houve uma variação das densidades médias, de 173 org./mL (O) a 271 org./mL (V), sendo as espécies *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira italica*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclotella stelligera* e *Nitzschia acicularis* as mais abundantes.

O grupo dos flagelados apresentou densidades médias variando entre 38 org./mL (V) a 112 org./mL (I). Os gêneros *Chlamydomonas* e *Trachelomonas* foram os mais representativos, no período de estudo.

O grupo dos dinoflagelados apresentou densidades baixas, variando entre 4 org./mL

(V) a 192 org./mL (P). O gênero *Peridinium* foi o mais abundante.

Tabela 11. Densidade dos organismos fitoplanctônicos no reservatório Itupararanga (CI = Cianofíceas; CL = Clorofíceas; DI = Diatomáceas; DN = Dinoflagelados; FI = Fitoflagelados; XA = Xantofíceas); R1, R2, R3 = Réplicas.

Grupos	CI	CL	DI	DN	FI	XA	Total
<i>Primavera</i>							
R1	10665	411	186	111	112	0	11485
R2	4181	169	205	297	131	0	4983
R3	12502	393	149	168	75	0	13287
Média	9116	324	180	192	106	0	9918
<i>Verão</i>							
R1	1565	368	246	0	34	0	2213
R2	681	591	380	11	45	0	1708
R3	1228	222	189	0	34	0	1673
Média	1158	394	272	4	38	0	1865
<i>Outono</i>							
R1	692	601	347	0	78	0	1718
R2	*	*	*	*	*	*	*
R3	189	490	0	0	66	0	745
Média	441	546	174	0	72	0	1232
<i>Inverno</i>							
R1	638	346	279	0	123	0	1386
R2	111	268	257	34	78	0	748
R3	391	222	190	45	135	0	983
Média	380	279	242	26	112	0	1039

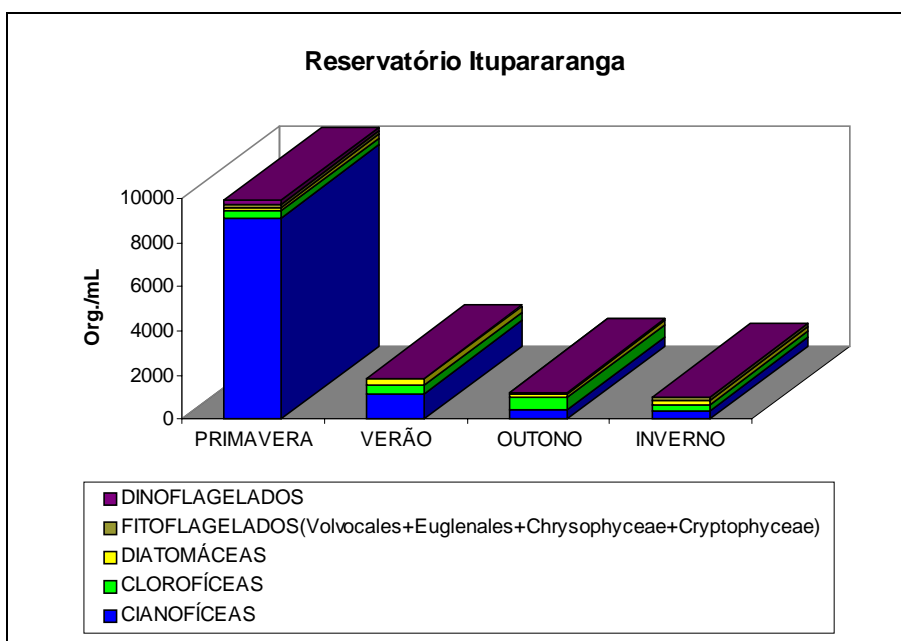


Figura 14. Densidade média e distribuição dos grupos fitoplanctônicos do reservatório Itupararanga no período de estudo.

Reservatório Pirapora

No reservatório Pirapora foram registrados 204 táxons, distribuídos em 19,5% de cianofíceas, 47% de clorofíceas, 10,5% de diatomáceas, 22,5% de flagelados e 0,5% de dinoflagelados.

A densidade média total variou entre 1.838 org./mL (V) a 748.171 org./mL (O) (Tab. 12, Fig. 15).

O grupo das cianofíceas foi o grupo dominante durante todo o período de estudo, com exceção do verão, quando as clorofíceas dominaram. A densidade média variou entre 317 org./mL (V) e 746.765 org./mL (O); nesta época, registrou-se floração de *Synechococcus* sp. Outros gêneros como *Chroococcus* e *Romeria* estiveram presentes com densidades significativas.

O grupo das clorofíceas apresentou densidades médias variando entre 545 org./mL (O) a 1.272 org./mL (V). Os gêneros *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Dictyosphaerium*, *Monoraphidium* e a espécie *Actinastrum hantzschii* foram as formas mais abundantes.

O grupo das diatomáceas esteve pouco representado, apresentando densidades médias variando entre 52 org./mL (V) e 648 org./mL (P). A espécie *Nitzschia palea* foi a mais abundante em todos os períodos estudados.

O grupo dos flagelados apresentou densidades médias variando entre 196 org./mL (V) a 717 org./mL (O). Os gêneros *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Chroomonas* foram os mais abundantes.

Tabela 12. Densidade dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Pirapora (CI = Cianofíceas; CL = Clorofíceas; DI = Diatomáceas; DN = Dinoflagelados; FI = Fitoflagelados; XA = Xantofíceas); R1, R2, R3.

Grupos	CI	CL	DI	DN	FI	XA	Total
<i>Primavera</i>							
R1	1108	513	648	0	324	0	2593
R2	838	919	621	0	189	0	2567
R3	2271	351	648	0	432	0	3702
Média	1406	594	639	0	315	0	2954
<i>Verão</i>							
R1	392	1775	89	0	200	0	2456
R2	157	502	11	0	200	0	870
R3	403	1541	56	0	189	0	2189
Média	317	1273	52	0	196	0	1838
<i>Outono</i>							
R1	728317	377	133	0	757	0	729584
R2	748666	700	133	0	724	0	750223
R3	763313	558	167	0	670	0	764708
Média	746765	545	144	0	717	0	748171
<i>Inverno</i>							
R1	835	757	88	0	501	0	2181
R2	457	402	44	0	470	0	1373
R3	1029	705	145	0	225	0	2104
Média	774	621	92	0	399	0	1886

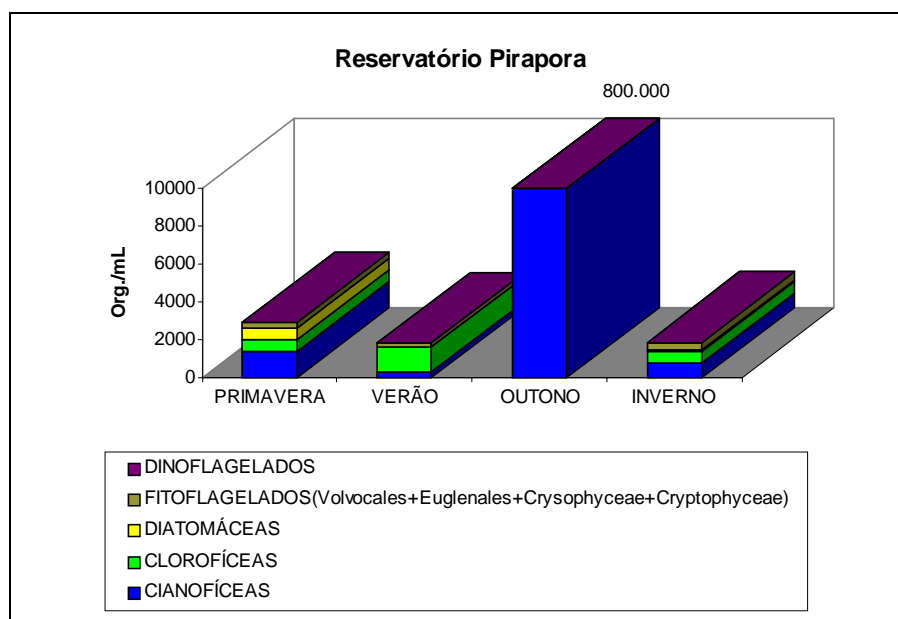


Figura 15. Densidade média dos organismos fitoplanctônicos no reservatório Pirapora no período de estudo

Reservatório Ponte Nova

No reservatório Ponte Nova foram registrados 213 táxons, distribuídos em 14% de cianofíceas, 65% de clorofíceas, 8,5% de diatomáceas, 8,5% de flagelados, 2,5% de dinoflagelados e 1,5% de xantofíceas.

As densidades médias totais variaram entre 492 org./mL (I) a 9.439 org./mL (V) (Tab. 13, Fig. 16).

O grupo das cianofíceas apresentou baixas densidades, variando entre 56 org./mL (O) a 628 org./mL (P). O gênero *Synechococcus* e a espécie *Cyanodictyon iac* foram as formas mais abundantes.

O grupo das clorofíceas foi dominante nos períodos de outono e inverno, com densidades variando entre 173 org./mL (I) a 6.830 org./mL (O). Os gêneros *Closteriopsis*, *Staurodesmus*, *Cosmarium*, *Mougeotia* e as espécies *Didymocystis planctonica*, *Pediastrum tetras*, *Tetraedron caudatum*, *Staurodesmus triangularis* e *Chlorococcum cf. infisionum*, foram as formas mais abundantes.

O grupo das diatomáceas apresentou densidades médias variando entre 152 org./mL (I) a 280 org./mL (P). O gênero *Fragilaria* e a espécie *Aulacoseira granulata* foram as formas mais abundantes.

Quanto aos flagelados, as densidades médias variaram entre 15 org./mL (I) a 7.618 org./mL (V), ressaltando-se que a ordem Volvocales, na análise quantitativa, foi classificada no grupo dos flagelados. Foi observado predomínio de flagelados na primavera e verão, quando a espécie *Chlamydomonas minutissima* foi dominante.

O grupo dos dinoflagelados apresentou baixas densidades, variando entre 25 org./mL (P) a 55 org./mL (I), com presença de *Peridinium* sp., *Peridinium gatunense* e *Peridinium cf. umbonatum*.

Tabela 13. Densidade dos organismos fitoplanctônicos no reservatório Ponte Nova (CI = Cianofíceas; CL = Clorofíceas; DI = Diatomáceas; DN = Dinoflagelados; FI = Fitoflagelados; XA = Xantofíceas); R1, R2, R3 = Réplicas.

Grupos	CI	CL	DI	DN	FI	XA	Total
<i>Primavera</i>							
R1	354	1567	448	38	4080	0	6487
R2	1194	1455	131	38	7881	0	10699
R3	336	2778	262	0	3763	0	7139
Média	628	1933	280	25	5241	0	8108
<i>Verão</i>							
R1	112	1511	140	14	4107	0	5884
R2	44	1666	167	22	9994	0	11893
R3	67	1407	245	67	8755	0	10541
Média	74	1528	184	34	7619	0	9439
<i>Outono</i>							
R1	67	10319	301	22	1384	11	12084
R2	78	3019	257	33	358	0	3745
R3	22	7154	201	34	1297	0	8708
Média	56	6831	253	30	1006	4	8179
<i>Inverno</i>							
R1	77	188	256	67	22	0	610
R2	44	144	67	78	0	0	333
R3	168	188	133	22	22	0	533
Média	98	173	152	56	15	0	492

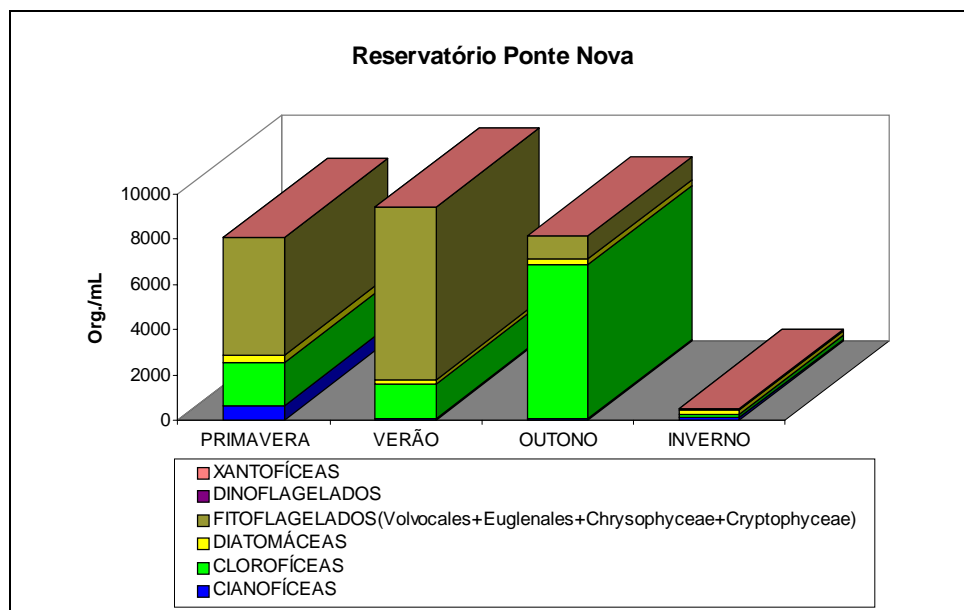


Figura 16. Densidade média dos organismos fitoplanctônicos do reservatório Ponte Nova no período de estudo.

Os resultados referentes às contagens dos organismos por reservatório e por mês de coleta e réplicas constarão do Relatório Técnico CETESB – “Estudo de melhoria dos atuais sistemas de avaliação da qualidade das águas superficiais das diferentes UGHRIs do Estado de São Paulo” (em elaboração).

4.4.2. Frequência

No Anexo C estão representadas as frequências de ocorrência das espécies, onde, de forma geral para todos os reservatórios, houve menos espécies na categoria constante, ou seja, variando entre 9 espécies para o reservatório Itupararanga a 17 para o reservatório Ponte Nova. As espécies comuns foram as mais representativas, variando de 33 - reservatório Itupararanga, a 47 - reservatório Pirapora. A categoria de rara (< que 10%) variou entre 23, para o reservatório Cachoeira, a 46, para o reservatório Pirapora.

4.4.3. Diversidade (H'), Equitabilidade (E), Dominância (D) e Riqueza (R)

Os índices de diversidade, equitabilidade, dominância e riqueza, aplicados para os reservatórios estudados, estão representados na Tabela 14.

O índice de riqueza apresentou, de maneira geral, os menores valores na primavera e inverno, para todos os reservatórios, variando de 2,73 (Atibainha) a 4,93 (Billings), e os maiores valores foram registrados no verão e outono, variando entre 2,78 a 7,97 (Pirapora).

O índice de diversidade apresentou para o reservatório Pirapora o menor valor, com 0,01 (O) e o 2º maior com 3,33 (V). O maior valor foi observado no reservatório Cachoeira, com 3,68 (V).

O índice de dominância apresentou os maiores valores para os reservatórios de Pirapora, com 1,0 (O), e Ponte Nova, com 0,64 (P) e 0,76 (O e V) e os menores valores foram registrados para o reservatório Cachoeira (V, O e I), variando entre

0,10 e 0,19.

O índice de equitabilidade foi baixo para os reservatórios de Pirapora, com valor de 0,003 (O), e o reservatório de Ponte Nova (P e V) com valores de 0,36 e 0,24.

Tabela 14. Resultados dos índices de diversidade (H'), equitabilidade (E), dominância (D) e riqueza (R) nos reservatórios estudados, nas épocas de coleta.

	<i>Atibainha</i>	<i>Billings</i>	<i>Cachoeira</i>	<i>Itupararanga</i>	<i>Pirapora</i>	<i>Pte. Nova</i>
<i>Primavera</i>						
H'	2,29	2,33	2,28	2,83	2,57	1,41
E	0,75	0,61	0,64	0,78	0,84	0,36
D	0,26	0,34	0,29	0,23	0,25	0,64
R	2,73	3,79	4,01	3,83	2,78	3,88
<i>Verão</i>						
H'	2,32	2,57	3,68	2,58	3,33	1,00
E	0,61	0,60	0,89	0,68	0,73	0,24
D	0,31	0,30	0,10	0,28	0,23	0,76
R	4,11	5,66	6,18	4,37	7,97	4,64
<i>Outono</i>						
H'	1,82	2,14	3,20	2,67	0,01	2,01
E	0,42	0,49	0,75	0,79	0,003	0,47
D	0,53	0,47	0,18	0,25	1,00	0,76
R	5,17	5,26	6,07	3,73	2,78	5,10
<i>Inverno</i>						
H	2,88	2,19	2,67	2,72	2,35	2,61
E	0,89	0,53	0,90	0,82	0,80	0,76
D	0,45	0,34	0,19	0,15	0,26	0,25
R	3,67	4,93	2,95	3,46	2,79	3,71
<i>Média</i>						
H'	2,25	2,31	2,96	2,70	2,06	1,82
E	0,64	0,56	0,79	0,77	0,59	0,49
D	0,34	0,36	0,19	0,23	0,43	0,65
R	3,93	4,91	4,80	3,85	4,08	4,32

4.5 - Índices de Qualidade de Água

4.5.1. Índice de Proteção da Vida Aquática - IVA

O IVA foi aplicado para todos os reservatórios estudados; os resultados estão expressos na Tabela 15.

O Índice de Proteção da Vida Aquática - IVA revelou um gradiente entre os reservatórios, em que o reservatório Pirapora apresentou qualidade péssima em todos os períodos de coleta.

O reservatório Billings apresentou qualidade ruim em todas as épocas de coleta. O reservatório Itupararanga apresentou, para os períodos de verão, outono e inverno, qualidade regular, e o reservatório Atibainha apresentou qualidade ruim no verão, regular no inverno e ótima na primavera e outono. O reservatório Ponte Nova apresentou qualidade regular no inverno e ótima na primavera, verão e outono. Para o reservatório Cachoeira, foi observada qualidade ótima em todos os períodos de coleta.

Tabela 15. Resultados do IVA, para os reservatórios estudados, nas épocas de coleta.

Reservatório	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Atibainha	2,2	5,8	2,2	3,4
Billings	5,6	6,8	6,6	5,4
Cachoeira	2,2	2,2	2,2	2,2
Itupararanga	2,2	3,4	3,4	3,4
Pirapora	10,2	10,2	10,2	11,2
Ponte Nova	2,2	2,2	2,2	3,4

Ótima
 Boa
 Regular
 Ruim
 Péssima

4.5.2. Índice de Estado Trófico – IET

A aplicação do IET para os seis reservatórios consta da figura 17, em que observou-se, conforme as categorias de qualidade da água, como hipereutrófico apenas o reservatório Pirapora, para o IET (P), em todos os períodos de coleta.

A classificação eutrófica foi encontrada no reservatório Billings no outono e inverno, para o IET (CL).

A classificação mesotrófica foi observada nos reservatórios Billings na primavera e verão, em Itupararanga na primavera, em Ponte Nova para o IET (CL) na primavera, verão e outono e em Pirapora no verão, outono e inverno.

A classificação oligotrófica foi observada nos reservatórios de Cachoeira e Atibainha em todos os períodos de estudo, tanto para o IET (P) como para o IET (CL); Itupararanga e Ponte Nova apresentaram essa mesma classificação para todos os períodos, e no reservatório Billings para o IET (P) na primavera e inverno (Fig. 17).

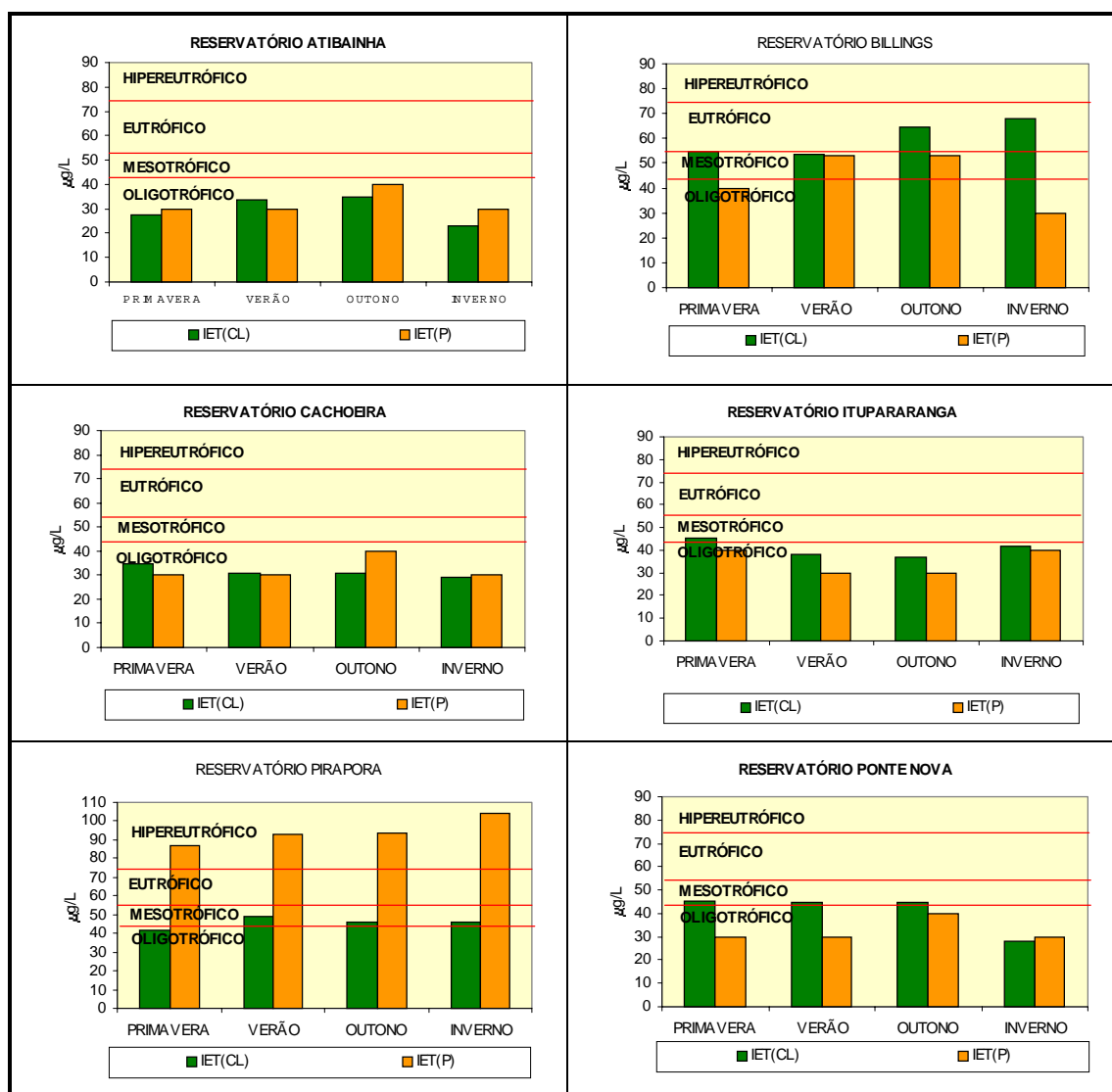


Figura 17. Índice de Estado Trófico (IET) de clorofila-*a* e fósforo, dos reservatórios estudados, nas épocas de coleta.

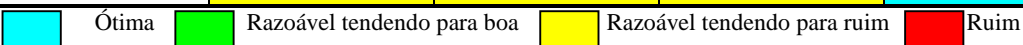
4.5.3. Índice da Comunidade Fitoplanctônica com Clorofila-*a* e Índice com IET

O índice da comunidade fitoplanctônica com clorofila-*a* foi aplicado nos seis reservatórios (Tab. 16), tendo sido observado, através da dominância da comunidade fitoplanctônica, da densidade total e do pigmento clorofila-*a*, que os reservatórios

Ponte Nova (I), Cachoeira (P), Itupararanga (P) e Pirapora (P) apresentaram índice na faixa *ótima*. Na categoria *razoável tendendo para boa* estiveram os reservatórios Atibainha (P, V e I), Cachoeira (V, O e I), Itupararanga (V, O e I), Pirapora (V e I). Na categoria *razoável tendendo para ruim* estiveram os reservatórios Atibainha (O), Ponte Nova (P, V, O), Pirapora (O). O reservatório Billings apresentou categoria *ruim* em todas as épocas de coleta.

Tabela 16. Índice da Comunidade Fitoplanctônica aplicado para os seis reservatórios estudados.

Reservatório	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Atibainha	2	2	3	2
Billings	4	4	4	4
Cachoeira	1	2	2	2
Itupararanga	1	2	2	2
Pirapora	1	2	3	2
Ponte Nova	3	3	3	1



Foi aplicado também o índice de comunidade fitoplanctônica que contempla a densidade de organismos, dominância dos grupos e IET dos seis reservatórios (Tab. 17). Observou-se algumas mudanças na aplicação deste índice comparado com o índice utilizando apenas clorofila-a, tendo em vista que utilizando-se o IET os valores de fósforo são considerados. No caso do reservatório de Pirapora, que é um ambiente contaminado e recebe grande quantidade de esgotos, o critério passa a ser mais restritivo, levando-se em consideração o estado trófico; por outro lado, no caso do reservatório Billings, pelas concentrações de fósforo estarem relativamente mais baixas, os valores do índice também mudaram de categoria.

Tabela 17. Índice da comunidade fitoplanctônica aplicado com o IET para os seis reservatórios estudados.

Reservatório	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Atibainha	2	2	3	2
Billings	3	4	4	3
Cachoeira	1	2	2	2
Itupararanga	3	2	2	1
Pirapora	2	3	4	2

Ponte Nova	2	2	2	1
------------	---	---	---	---

■ Ótima
 ■ Boa
 ■ Regular
 ■ Ruim

4.5.4. Comparação dos Índices aplicados para a Comunidade Fitoplanctônica

Na Figura 18, apresenta-se a comparação dos dois índices aplicados para a comunidade fitoplanctônica, observando-se que houve diferenças nas classificações de uma forma geral. Os reservatórios Atibainha e Cachoeira mantiveram-se com os mesmos valores tanto para o índice com clorofila como com o IET, já para os outros reservatórios pode-se observar diferenças variadas. O reservatório Pirapora apresentou as maiores variações na aplicação destes índices, obtendo-se uma avaliação mais fiel aos dados de contaminação do mesmo. Já para os reservatórios Billings e Itupararanga observou-se uma diferença na avaliação, podendo-se considerar principalmente a elevada quantidade de algas no reservatório, que poderia estar associada aos baixos valores de fósforo.

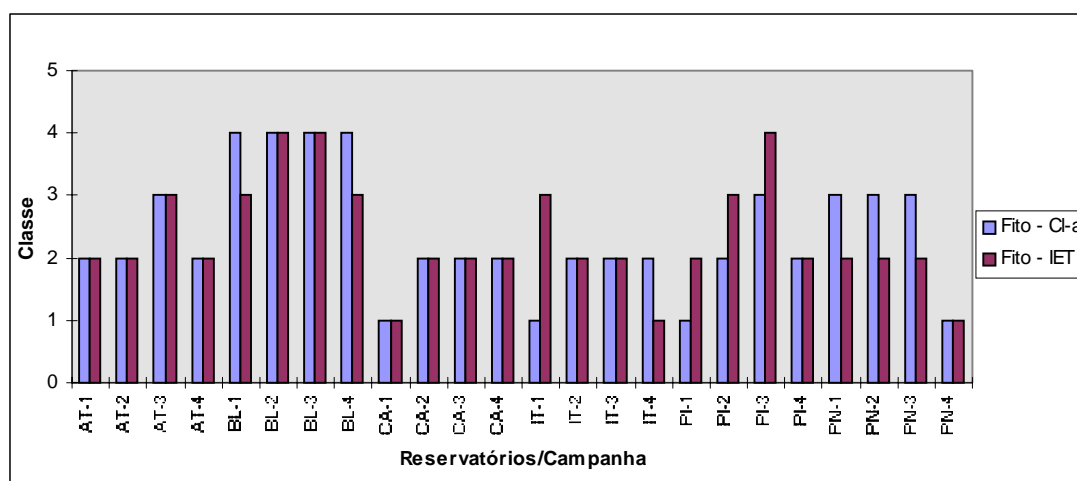


Figura 18. Diagnóstico dos seis reservatórios com os dois índices aplicados onde AT = Atibainha; BL = Billings; CA = Cachoeira; IT = Itupararanga; PI = Pirapora; PN = Ponte Nova, 1 = primavera; 2 = verão; 3 = outono e 4 = inverno.

Na figura 19 pode-se observar o diagnóstico dos reservatórios através do índice de fitoplâncton com IET e o diagnóstico do IVA. Observa-se que, na avaliação geral, o índice de fitoplâncton acrescenta informações que o IVA não é capaz de avaliar, como, por exemplo, nos reservatórios Itupararanga e Ponte Nova, onde a comunidade fitoplanctônica demonstra indícios de problemas relacionados à qualidade da água.

Por outro lado, o IVA, como já discutido anteriormente, através das variáveis toxicidade e concentração de metais, avaliou os reservatórios Pirapora e Atibainha em classificações diferentes. Cabe ressaltar que o índice de fitoplâncton possui quatro classes de qualidade, diferentemente do IVA, que possui cinco classes.

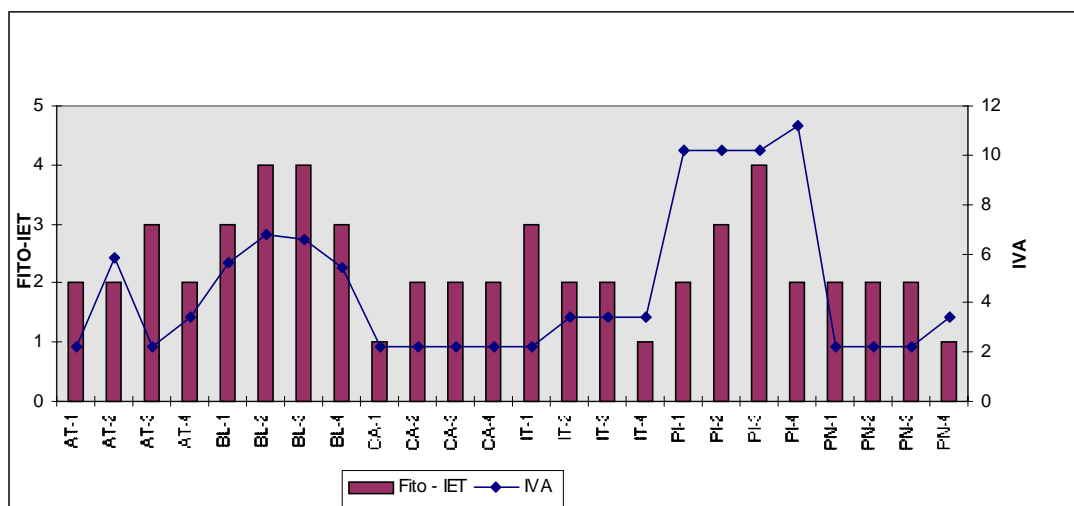


Figura 19 - Comparação do diagnóstico dos seis reservatórios através dos índices de fitoplâncton + IET e IVA.

4.6. ANÁLISE CANÔNICA

4.6.1. Análise de Componentes Principais - PCA

Foi realizada Análise de Componentes Principais com as variáveis ambientais e biológicas, sendo que o resumo da análise está descrito no quadro a seguir.

Eixos	1	2	3	4
autovalores	0,466	0,193	0,104	0,075
Porcentagem de variância cumulativa	46,6	65,8	76,2	<u>83,8</u>

Nesta análise, os dados foram explicados por 83,8% da variação (variância acumulada no 4º eixo).

Nas Figuras 20 e 21 pôde-se observar os gradientes formados pelos reservatórios e as variáveis mais significativas.

O grupo 1 (G1) foi formado por todas as campanhas do reservatório Pirapora, podendo-se observar que as variáveis condutividade, toxicidade, COD e COT, representadas no eixo 1, apresentaram correlação positiva para os dois eixos, como também coliformes totais, fósforo e DQO no eixo 2, e correlação positiva para o eixo 1.

O grupo 2 (G2) foi formado por todas as campanhas do reservatório Billings, sendo clorofila-*a* e feofitina-*a* as variáveis mais importantes representadas no eixo 1, apresentando correlação positiva para os dois eixos.

O grupo 3 (G3) foi formado por todas as campanhas dos reservatórios Atibainha, Cachoeira, Itupararanga e Ponte Nova. Para este grupo, observou-se que a transparência foi importante, representada no eixo 2 com correlação negativa para os dois eixos.

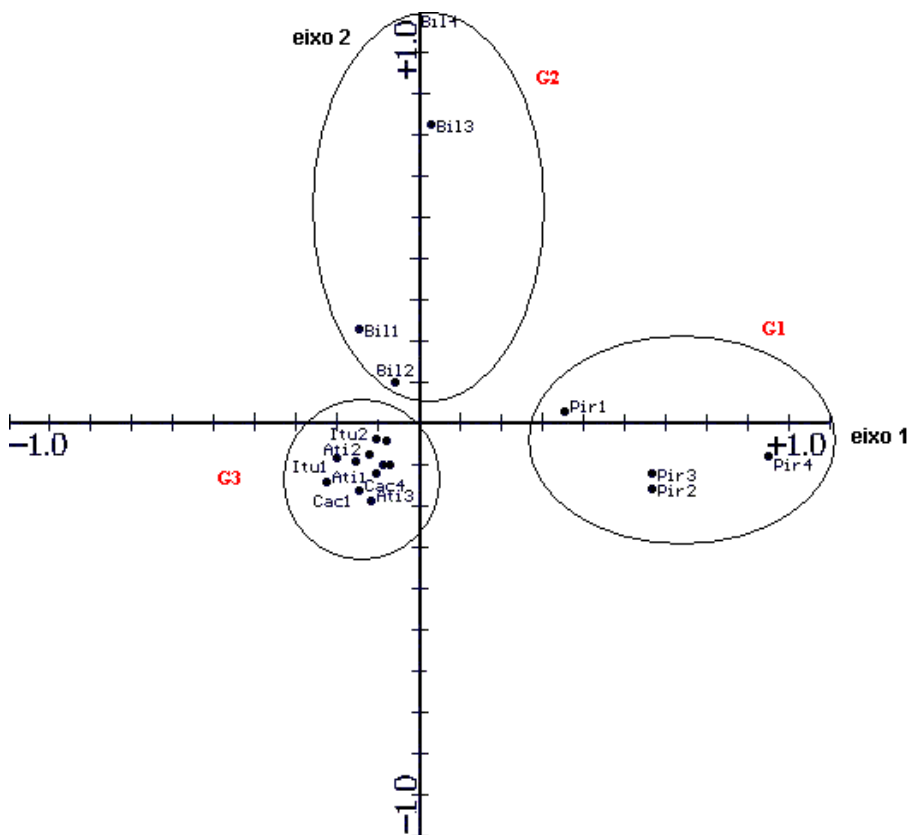


Figura 20. Ordenação dos reservatórios através das variáveis físicas e químicas utilizando-se a Análise de Componentes Principais - PCA

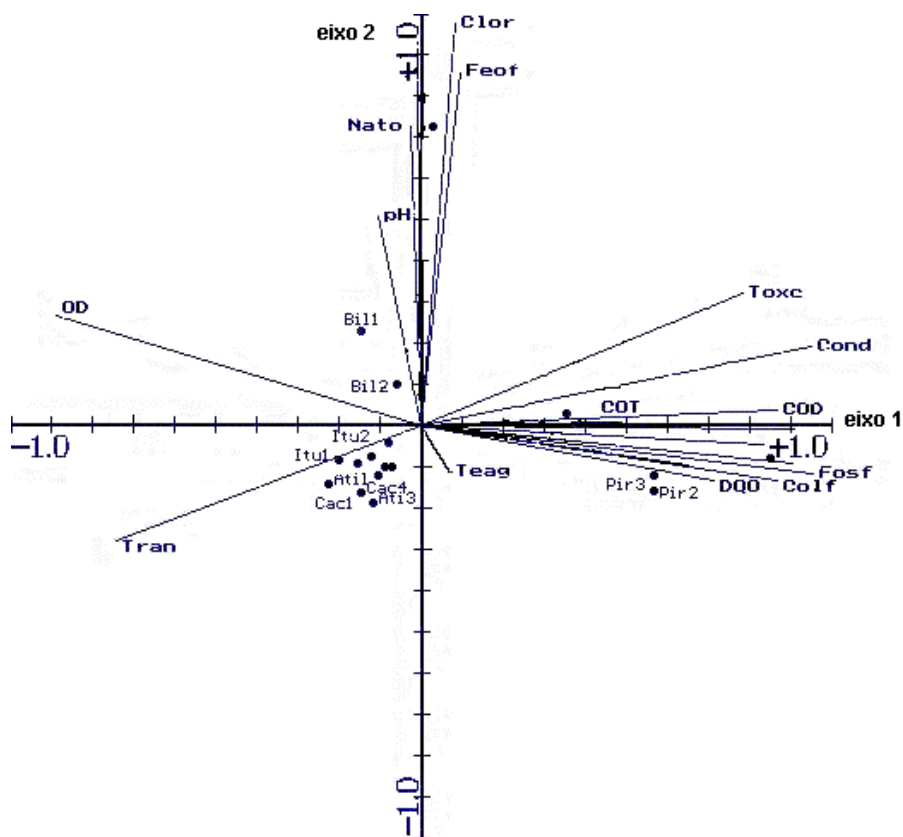


Figura 21. Ordenação dos reservatórios estudados com as variáveis ambientais e biológicas através da Análise de Componentes Principais - PCA

4.6.2 Análise de Correspondência – CA

Para a análise dos dados qualitativos (presença/ausência) foi realizada análise de correspondência - CA, que visa ordenar gradientes espaço-temporais através das espécies encontradas. Os autovalores para os quatro eixos foram, do primeiro para o quarto: 0,335, 0,239, 0,235 e 0,184 e a porcentagem de variâncias acumuladas através dos dados de espécies foram 12,8%, 22%, 30,9% e 38 %, respectivamente.

Resumo da Análise de CA:

	1	2	3	4
autovalores	0,335	0,239	0,235	0,184
porcentagem de variâncias acumuladas	12,8	22,0	30,9	<u>38,0</u>

Nesta análise, os dados explicam 38% da variação (dados da variância acumulada no 4º eixo).

Analisando-se apenas a distribuição qualitativa das espécies ao longo do ano, e entre os diferentes reservatórios, buscou-se identificar, através da CA, grupos homogêneos de pontos, com composição e riqueza similares. Foi possível também avaliar a dimensão das variações sazonais na composição do fitoplâncton em cada reservatório. Os resultados indicaram claramente a formação de três grupos distintos de pontos (Figs 22 e 23). Ficou demonstrado que os três grupos são separados por intensas diferenças na composição de espécies do fitoplâncton.

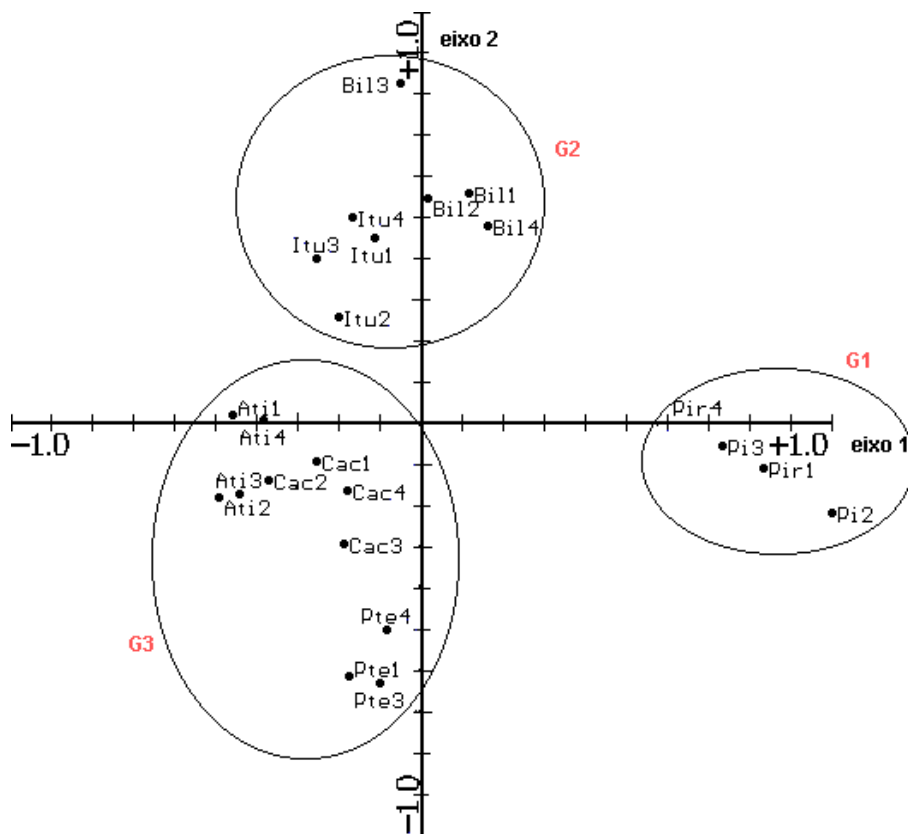


Figura 22. Ordenação dos reservatórios estudados através da Análise de Correspondência - CA

O grupo 1 (G1) foi formado por todas as campanhas do reservatório Pirapora, sendo várias espécies importantes para sua formação, entre estas, *Euglena acus*, *Euglena*

agilis, *Lepocynclis ovum*, *Cyanosarsina* sp., *Oscillatoria* spp., *Golenkinia radiata*, *Limnithrix* sp.

O grupo 2 (G2) foi formado por todas as campanhas dos reservatórios Billings e Itupararanga, sendo que as espécies *Microcystis botrys*, *Microcystis novacekii*, *Microcystis panniformis* e *Trachelomonas obovata* foram importantes para agrupar o Reservatório Billings, e *Anabaena* spp., *Anabaena crassa*, *Anabaena circinalis*, *Phacus* spp. e *Aphanocapsa holsatica*, entre outras, foram importantes para agrupar o reservatório Itupararanga. Vale ressaltar que, para estes dois reservatórios, houve espécies que foram comuns, como *Microcystis* spp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aulacoseira granulata* e *Aulacoseira italica*.

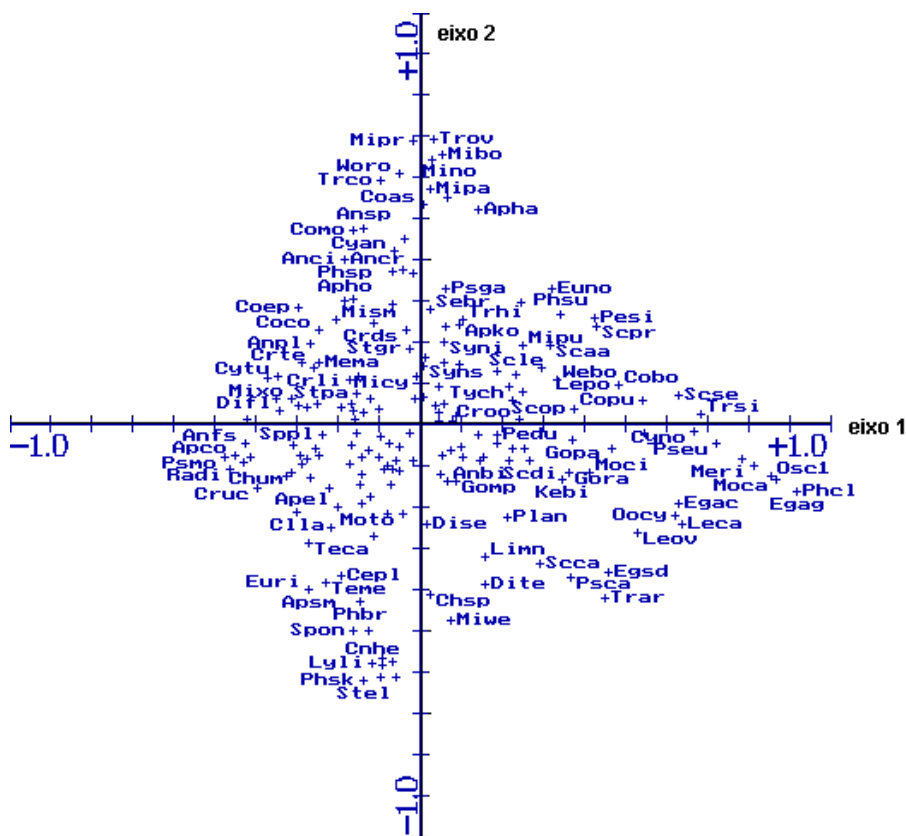


Fig. 23. Ordemação das espécies fitoplanctônicas através da Análise de Correspondência – CA

O grupo 3 (G3) foi formado pelos reservatórios Atibainha, Cachoeira e Ponte Nova, através da presença significativa de algumas espécies, como *Ankistrodesmus*

fasciculatus, *Sphaerocystis planctonica*, *Radiococcus* spp., *Closteospira lemanensis* e *Tetraedron caudatum*, entre outras.

4.6.3 Caracterização integrada – ordenação canônica

O teste de DCA, aplicado preliminarmente, apresentou tamanho do gradiente de 3,058. Gradientes com valores acima de 2 nesta análise, indicam distribuição não linear dos dados, situação em que se encaixam os dados quantitativos do fitoplâncton no presente estudo.

Os resultados da CCA realizada integrando os dados biológicos e ambientais estão resumidos no quadro a seguir.

Eixos	1	2	3	4	Inércia total
autovalores	0,415	0,333	0,252	0,226	4,629
correlação espécies-ambiente	0,966	0,942	0,954	0,915	
porcentagem de variância acumulada das espécies	9,0	16,1	21,6	26,5	
relação espécie-ambiente	33,8	61,0	81,5	100,0	
soma dos autovalores irrestritos					4,629
soma dos autovalores canônicos					1,225

Os resultados mostram que a soma dos autovalores irrestritos representa a variação total dos dados (variância livre) e que a soma dos autovalores canônicos representa a variação explicada pelos dados (correlacionando as matrizes ambiental e de fitoplâncton). Portanto, ao se calcular o quociente **variação canônica / variação total**, obtém-se a porcentagem da variação total (da comunidade biológica) que pode ser explicada pelas variáveis ambientais. O diagrama resultante desta análise apresenta graficamente a relação integrada espécie-ambiente ao longo dos eixos da ordenação.

Na presente análise, a porcentagem de explicação foi de 26,46%. Porcentagens de explicação abaixo de 50 % são muito comuns neste tipo de análise, devido à grande parcela de fontes de variação não controladas e principalmente à variabilidade

intrínseca dos ambientes aquáticos. TER BRAAK (1990) salienta que são comuns valores baixos de relações espécie-ambiente. Uma vez que não é possível controlar todas as fontes de variação e “ruído”, com esta análise é possível explicar uma parte significativa da variação, a qual seria dificilmente identificada de outra forma, ou através de análises puramente descritivas. Pode-se inferir sobre correlações entre a distribuição dos dados biológicos e parâmetros ambientais específicos, com uma determinada confiabilidade estatística.

A CCA (através do módulo “forward selection”) mostrou que, de todas as variáveis ambientais, apenas *condutividade*, *coliformes totais*, *oxigênio dissolvido* e *transparência* tiveram importância significativa na distribuição da comunidade fitoplanctônica, com um nível de corte $p < 0,05$. As permutações individuais com cada variável mostraram que estas quatro variáveis tiveram níveis de significância menores que 0,05:

Condutividade	$p = 0,001$
Oxigênio Dissolvido	$p = 0,001$
Transparência	$p = 0,02$
Coliformes totais	$p = 0,036$

As outras variáveis apresentaram valores de $p > 0,12$, sendo portanto descartadas do modelo. Isto significa que a análise não encontrou relação estatisticamente significativa entre elas e a distribuição do fitoplâncton.

A figura 24 demonstra que as variáveis *condutividade*, *coliformes totais* e *transparência* estão associadas ao eixo 1, enquanto que a variável *oxigênio* está associada ao eixo 2 da ordenação.

Através dos resultados obtidos, pôde-se analisar a ordenação sob dois aspectos:

1. Gradientes espaciais, em que observou-se diferenças e semelhanças entre os reservatórios. Assim, pôde-se identificar a formação de três grupos:

O grupo 1 (G1) caracterizou-se por todas as estações do reservatório Pirapora, formado principalmente pelos altos valores de condutividade e coliformes totais e por baixos valores de transparência e oxigênio dissolvido.

O grupo 2 (G2) foi formado por todas as estações do reservatório Billings e Itupararanga, onde os altos valores de oxigênio dissolvido contribuíram para a formação deste grupo. Além disto, pôde-se observar um gradiente de variação sazonal, principalmente para o reservatório Billings, observando-se que na estação seca (I) foram registrados os maiores valores de oxigênio dissolvido, o que também foi observado para o reservatório de Itupararanga .

O grupo 3 (G3) foi formado pelos reservatórios Atibainha, Cachoeira e Ponte Nova, onde os altos valores de transparência contribuíram para a formação deste grupo, além dos baixos valores de condutividade e coliformes totais.

2. Gradientes sazonais:

Através da Figura 24, pôde-se observar que, para o grupo 1 (G1), formado pelo reservatório Pirapora, houve variação sazonal. No inverno, PI4, foram registrados os maiores valores de condutividade, além de ter sido registrada a menor riqueza de espécies, e também a única campanha com registros de *Romeria* sp. e *Lagerheimia*. Já as estações PI2 e PI3 apresentaram valores de condutividade próximos, e apresentaram registros de *Achnanthes* e *Micractinium pusillum*.

Para o G2, formado pelos reservatórios Billings e Itupararanga, a variação sazonal do reservatório Billings pode ser explicada pelos maiores valores de oxigênio dissolvido no inverno (BIL4) e menores no outono (BIL3), além de terem sido registradas somente no inverno as espécies *Cryptomonas marsonii*, *Cryptomonas erosa*, *Franceia* sp. e *Pseudanabaena moniliformis*.

Já para o G3, a variação sazonal não é tão significativa quanto a observada nos grupos anteriores. No reservatório Atibainha, o maior valor de transparência foi registrado na primavera (ATI1), assim como também a menor riqueza; as densidades também variaram em função da estação do ano, apresentando os maiores valores no verão e outono. Para o reservatório Cachoeira, também houve uma pequena variação na composição das espécies, apresentando, no inverno, a menor riqueza, como também as menores densidades, Já no verão, a riqueza foi maior.

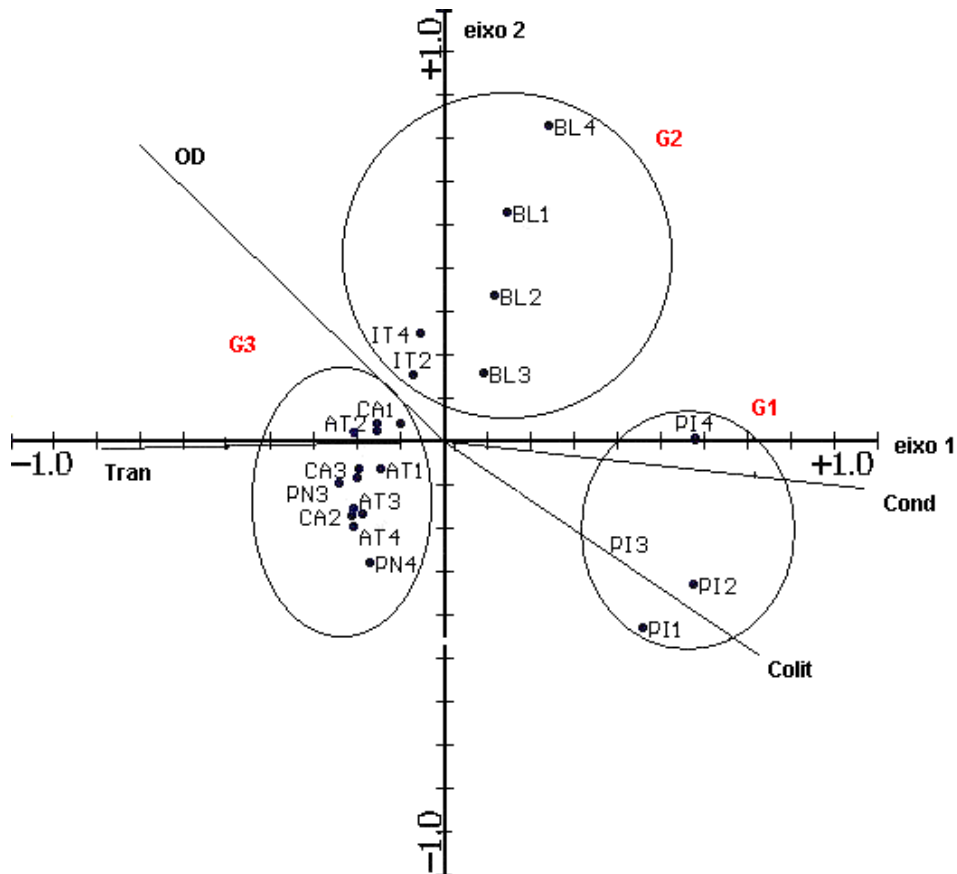


Figura 24. Ordenação e grupos formados através da Análise de Correspondência Canônica – CCA

A figura 25 é a representação modo r da CCA. Indica a relação entre a distribuição das espécies ao longo dos gradientes ambientais gerados pelas variáveis selecionadas pelo modelo. Algumas espécies ou gêneros, pela sua abundância, foram importantes para a formação de alguns grupos.

O grupo 1 foi formado por espécies e gêneros do reservatório Pirapora, em que observou-se que alguns flagelados, como *Euglena* sp., *Euglena caudata*, *Lepocynclis* sp., *Spondylosium* sp., além de cianofíceas, como *Chroococcus minor*, *Chroococcus minutus*, diatomáceas como *Nitzschia* sp. e algumas clorofíceas como *Ankistrodesmus* sp., *Dictyosphaerium elegans*, *Monoraphidium caribeum*, *Monoraphidium tortile*, *Actinotrum hantzschii*, entre outras, foram importantes na formação deste grupo. De uma forma geral, o grupo dos flagelados foi o mais abundante para a formação deste grupo, havendo uma indicação destas espécies terem afinidade com ambientes que apresentam valores altos de condutividade e

baixa transparência.

O grupo 2 foi formado por espécies e gêneros do reservatório Billings, sendo que foram importantes na formação deste grupo algumas cianofíceas, como *Microcystis* sp., *Microcystis novacekii*, *Microcystis panniformis*, *Aphanocapsa holsatica*, *Aphanocapsa planctonica*, *Anabaena crassa*, *Anabaena* sp., *Aphanocasa koordersii*, *Aphanizomenon* cf. *gracile*, *Limnothrix* sp. e *Planktothrix mougeotii*, diatomáceas como *Aulacoseira* sp, *Aulacoseira italica* e *Achnanthes* sp. foram as mais representativas, e clorofíceas como *Franceia* sp., *Golenkinia paucispina*, *Scenedesmus bicaudatus*, *Monoraphidium contortum* e *Staurastrum gracile*, entre outras, e flagelados como *Cryptomonas marsonii* e *Cryptomonas erosa*. As cianofíceas estiveram em maior abundância para a formação deste grupo, indicando afinidade com ambientes de elevado teor de oxigênio dissolvido.

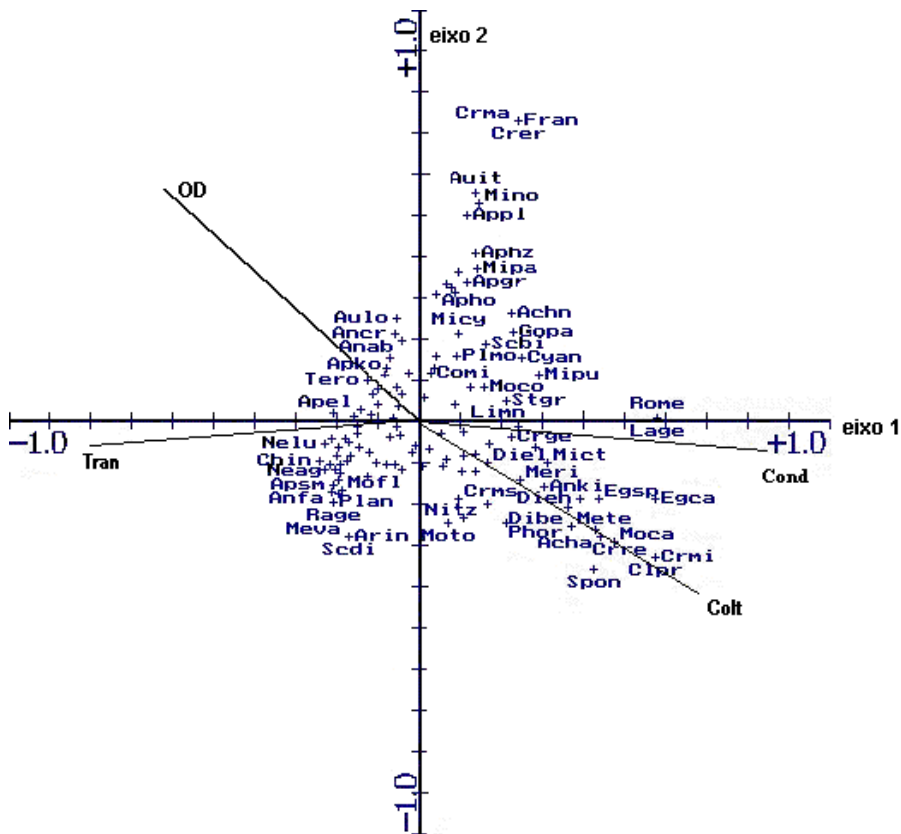


Fig. 25. Ordenação das espécies fitoplanctônicas analisadas no presente estudo através da Análise de Correspondência Canônica – CCA

No grupo 3, formado por espécies dos reservatórios Atibainha, Cachoeira e Ponte Nova, pôde-se destacar algumas cianofíceas, como *Aphanocapsa elachista* e *Radiocystis geminata*, diatomáceas como *Melosira varians*, e algumas clorofíceas como *Tetraedron* sp., *Nephrocytium lunatum*, *Nephrocytium agardhianum*, *Chlorococcum* cf. *infisionum*, *Scenedesmus dimorphus*, *Monoraphidium flexuosum*, *Ankistrodesmus falcatus* e *Arthrodesmus incus*. Vale ressaltar que as clorofíceas estiveram melhor representadas neste grupo, apresentando afinidade com ambientes de elevada transparência.

5. DISCUSSÃO

A avaliação da qualidade da água através da análise da comunidade fitoplanctônica tem sido cada vez mais utilizada em função da degradação ambiental resultante dos despejos dos efluentes principalmente domésticos, que favorecem o crescimento das algas. Estas podem tornar a qualidade das águas dos reservatórios imprópria aos múltiplos usos a que se destinam.

O biomonitoramento em reservatórios, incluindo observações e medidas de indicadores de qualidade biológicos, químicos e físicos, constitui um excelente instrumento para essa avaliação; além disso, um bom monitoramento deverá seguir um planejamento amostral e metodologias comparáveis para a coleta de dados.

O presente estudo visou validar um índice de qualidade através do uso da comunidade fitoplanctônica, e gerar um protocolo básico de recomendações quanto à coleta e tratamento dos dados. Sendo assim, numa primeira etapa tornou-se importante a realização do diagnóstico dos ambientes estudados sob os aspectos físico, químico e biológico e, a seguir, a seleção dos índices de qualidade mais adequados, utilizando-se a estrutura e composição da comunidade fitoplanctônica.

5.1. Variáveis climatológicas e abióticas

Precipitação

As chuvas têm uma forte influência na composição das espécies fitoplanctônicas e na biomassa total. A chuva atua como um fator diluidor e, ao mesmo tempo, como um fator de perturbação das comunidades aquáticas. Por outro lado, a estação seca, que normalmente coincide com a instabilidade da coluna d'água, constitui um fator determinante nas mudanças da comunidade fitoplanctônica.

A análise da sazonalidade das precipitações mensais observadas nas bacias estudadas revelou uma certa semelhança entre seus regimes de chuvas, indicando uma região pluviométrica homogênea para os reservatórios estudados. Quanto às intensidades de chuvas para o período de estudo, as precipitações na bacia Billings foram maiores no verão.

De maneira geral, pôde-se observar que o período de amostragem, entre junho de 1997 e julho de 1998, foi compatível com as previsões normais de pluviosidade

segundo a classificação de Koeppen, que considera o clima da região como tropical e subtropical (Cwa e CWb), apresentando verão quente e chuvoso e inverno seco e ameno. NIMER (1977) considera que o clima tropical abrange toda a região sudeste do Brasil, o que inclui o Estado de São Paulo. Esta região é caracterizada por apresentar nos meses chuvosos (outubro-março) as chuvas mais fortes e pouco duradouras, e nos de estiagem (abril-setembro), as mais fracas.

Dinâmica

Quanto à dinâmica, observou-se que o tempo de retenção dos reservatórios estudados variou muito, com períodos curtos, como no reservatório de Pirapora, com médio período de 5 dias, funcionando basicamente como um rio; os reservatórios Cachoeira, com tempo de retenção médio em torno de 38 dias; Atibainha, com média de 101 dias e o reservatório de Itupararanga com média de 175 dias, e períodos considerados mais longos, como no caso do reservatório Billings, com tempo de retenção médio de 538 dias, conforme segue.

Reservatórios	Tempo de retenção médio (dias)	Referência
Atibainha	101	SABESP
Billings	538	EMAE -
Cachoeira	38	SABESP
Itupararanga	175 dias	CBA.(Cia. Bras. Alumínio)
Pirapora	5	EMAE
Ponte Nova	Não disponível	DAEE

O tempo de retenção tem importante papel na seqüência temporal da dinâmica da comunidade fitoplanctônica, desde os pulsos que são produzidos durante o sistema de comporta aberta ou fechada, os quais inevitavelmente interferem com a composição das espécies fitoplanctônicas. Além disso, afeta as taxas de crescimento fitoplanctônico, já que são requeridos tempos de retenção de 2 ou 3 semanas, para permitir crescimentos significativos de organismos fitoplanctônicos (HENRY *et al.*, 1985, apud RAMIREZ, 1999).

Segundo STRASKRABA & TUNDISI (2000), os reservatórios podem ser divididos em classes segundo seu tempo de retenção. As três principais classes são:

- Classe A: reservatórios com correntes longitudinais rápidas, tempo de retenção $R < \text{ou} = 15$ dias; nesta classe a mistura é completa;

- Classe B: tempo de retenção intermediário, com $15 \text{ dias} < R < 1 \text{ ano}$;
- Classe C: tempo de retenção longo, $R > 1 \text{ ano}$.

Assim, pode-se considerar o reservatório Pirapora como classe A, os reservatórios Atibainha, Cachoeira e Itupararanga como classe B, e o reservatório Billings como classe C.

THORNTON *et al.* (1990) apontam que reservatórios são ambientes intermediários com características entre ecossistemas lóticos e lênticos, aproximando-se mais de um ou outro extremo, principalmente em função do seu tempo de residência, o qual varia de acordo com a operação do reservatório.

A remoção de biomassa por lavado hidromecânico significa uma perturbação de caráter intermediário, representando uma pressão dominante que influencia a composição de espécies no corpo d'água. Quando o tempo de retenção é baixo, os organismos presentes pertencem ao nanoplâncton ($< 50 \mu\text{m}$) (DICKMAN, 1996) e ao picoplâncton ($2-0,2 \mu\text{m}$) (TUNDISI, 1990).

Sistemas com tempo de residência curto tenderão a sofrer forte influência fluvial em grande parte de sua extensão, durante a estação chuvosa, sendo observadas variações sazonais na composição e abundância de espécies (DE FELIPPO *et al.*, 1999).

Para o reservatório Pirapora, a alta riqueza, ou seja, número de táxons, pode estar relacionada ao curto tempo de retenção, tendo em vista a mistura constante da água; além disso, no período de outono houve crescimento de *Synechococcus*, considerada como picoplâncton, conforme mencionado por TUNDISI (1990). A elevada riqueza pode também estar relacionada às contribuições de outros afluentes, como, por exemplo, o rio Juqueri, que deságua no reservatório Pirapora. Segundo CETESB (2000), este rio tem se caracterizado por apresentar a qualidade de suas águas bastante comprometida, apresentando qualidade ruim devido a diversas variáveis estarem em desacordo com os limites da legislação, principalmente em função da alta influência dos esgotos domésticos. Assim, dois fatores poderiam estar relacionados à riqueza elevada no reservatório Pirapora, como baixo tempo de residência e elevada quantidade de matéria orgânica.

Por outro lado, os episódios de florações no reservatório Billings podem estar associados com o longo período do tempo de residência.

ZALEWSKI *et al.* (2000), em seu estudo com reservatórios, concluíram que o tempo de retenção é uma das melhores ferramentas para controle de florações de algas tóxicas.

Perfil Térmico

A dinâmica de estratificação e circulação da coluna d'água tem importante papel no funcionamento de ecossistemas lênticos (lagos e reservatórios). A ocorrência de uma descontinuidade térmica acentuada divide o ambiente em estratos, diferenciados física, química e biologicamente (ESTEVES, 1998). O perfil térmico está diretamente relacionado com a estratificação física, e indiretamente com a estratificação química e biológica (JUREIDINI, 1987).

No período de estudo, não ocorreram estratificações térmicas muito pronunciadas, notando-se apenas tendência à formação de termoclinas em alguns reservatórios como Atibainha, Cachoeira, Itupararanga e Ponte Nova. No Reservatório Billings, a variação de temperatura ocorreu provavelmente durante o dia, com aumento da temperatura da camada superficial. Em estudos realizados nesse reservatório (LAMPARELLI *et al.*, 1996a), também não se observou estratificações relevantes, como no presente estudo. De maneira geral, em todos os reservatórios pôde-se notar mistura total da coluna d'água no período de seca.

No reservatório Pirapora houve mistura total da massa d'água em todos os períodos de coleta, com temperatura uniforme em toda a coluna d'água, e anoxia, provavelmente relacionada aos poluentes encontrados.

Segundo ARCIFA *et al.* (1981b), para os reservatórios Atibainha e Cachoeira foi registrada estratificação térmica em março, maio e dezembro, com evidência de reestratificação em agosto. Segundo os autores, esta evidência indicaria a ocorrência de circulação total em junho ou julho, o que foi observado no presente estudo.

Em lagos de regiões tropicais, pode haver tanto a ocorrência de estratificação e desestratificação diária como a estratificação na maior parte do ano e a desestratificação no inverno (ESTEVES, 1998). Nesses lagos, o comportamento da coluna d'água é regulado principalmente pelos ritmos diários de temperatura do ar (TALLING, 1969; HENRY, 1981 apud BRANCO, 1991), pela ação dos ventos

(GREEN *et al.*, 1976; TUNDISI, 1977; LEWIS, 1986 apud BRANCO, 1991) e chuvas (IMBORE, 1967; TUNDISI, 1980 apud BRANCO, 1991).

A estratificação influencia a distribuição vertical e o fluxo de nutrientes. Normalmente, em ambientes estratificados, a assimilação dos nutrientes pelo fitoplâncton nas camadas superiores da coluna d'água pode resultar em limitação desses nutrientes, embora estando disponíveis nas camadas mais profundas (CALIJURI *et al.*, 1999). Sendo assim, nos reservatórios Billings e Itupararanga, durante o período de maior estagnação da água, devido ao elevado conteúdo de matéria orgânica no sedimento e presença de anoxia no fundo, provavelmente foram liberadas quantidades elevadas de fosfato do sedimento; este fato foi observado em alguns períodos, com episódios de floração da alga *Microcystis* sp. nesses ambientes.

Oxigênio dissolvido

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio dissolvido é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a produção autóctone. Por outro lado, as perdas estão relacionadas ao consumo pela decomposição de matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos.

Quanto aos valores de oxigênio observados, pôde-se constatar que no reservatório Billings os valores elevados de oxigênio dissolvido, principalmente na superfície, estão relacionados ao processo fotossintético realizado pela quantidade excessiva de algas (MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1998), o que também ocorreu no reservatório Itupararanga no verão e no inverno. O reservatório Pirapora manteve-se anóxico durante todo o período de estudo, estando esse fato diretamente relacionado com a elevada quantidade de matéria orgânica em decomposição e outros poluentes, gerando uma grande demanda de oxigênio dissolvido.

Vários autores discutem valores elevados de oxigênio dissolvido em função das concentrações da comunidade fitoplanctônica e, por outro lado, efeitos da decomposição da matéria orgânica relacionada aos baixos valores (BRANCO, 1991; BEYRUTH, 1996).

As análises de correspondência canônica (CCA) e correspondência (CA)

selecionaram a variável oxigênio dissolvido como sendo de importância significativa para a comunidade fitoplanctônica. Como já mencionado anteriormente, o oxigênio dissolvido separou o reservatório Pirapora, considerado anóxico, do reservatório Billings e, conseqüentemente, dos outros reservatórios. Esta variável foi considerada importante para selecionar espécies que podem ser indicadoras de qualidade ambiental.

Condutividade

A condutividade foi baixa nos reservatórios Atibainha, Cachoeira e Ponte Nova; valores intermediários foram observados no reservatório Itupararanga, e valores elevados nos reservatórios Billings e Pirapora. Segundo BRANCO (1986), as medidas de condutividade podem auxiliar na detecção de fontes de poluição em ecossistemas aquáticos. Nos reservatórios Billings e Pirapora, os maiores valores foram observados 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.

Para a condutividade, a análise de correspondência canônica – CCA também demonstrou que esta variável foi extremamente importante para a formação dos gradientes entre os reservatórios.

Transparência

De maneira geral, a transparência da água também esteve relacionada às estações do ano, pois os valores mais elevados foram registrados nos períodos mais secos. Períodos chuvosos induzem o aumento na quantidade de material em suspensão na água, refletindo nos valores de transparência. A análise estatística também evidenciou que esta variável está intimamente relacionada com a comunidade fitoplanctônica, tendo em vista que estes organismos dependem da luz para a realização da fotossíntese. Assim, nos reservatórios estudados houve uma variação na densidade de organismos e na riqueza. O reservatório Pirapora, com os menores valores de transparência, apresentou valores relativamente baixos de densidade, com exceção do verão, quando houve uma floração de *Synechococcus*. Por outro lado, o reservatório Billings apresentou maiores valores que Pirapora e menores valores do que os demais reservatórios, estando diretamente relacionados ao florescimento de algas, que ocorreu em todo o período de estudo.

O grupo dos flagelados, principalmente da ordem das Euglenales, mostrou ser um bom indicador de ambientes com baixa transparência, o que se confirmou pela alta riqueza registrada no reservatório de Pirapora.

Segundo MARGALEF (1983), a transparência da água pode ser utilizada na avaliação do grau de trofia dos lagos. Entretanto, WETZEL (1993) discute a aplicação das medidas de transparência, sugerindo que estas devem ser utilizadas com cautela, tomando-se o cuidado de realizar coletas ao meio-dia, para evitar erros de visualização do disco de Secchi. Por outro lado, CARLSON (1977) afirma que a utilização da medida da transparência da água pode resultar em valores errôneos do estado trófico em lagos com elevadas concentrações de material particulado que não seja de origem algal, fato este que ocorre principalmente em rios onde a quantidade de material em suspensão é geralmente muito grande. Além disso, reservatórios que são utilizados para abastecimento público, onde é freqüente o florescimento de algas, é comum a aplicação de algicidas, fazendo com que os valores de transparência se tornem artificiais, apesar da aplicação de sulfato de cobre estar proibida através da Portaria 1469/2000.

pH

ESTEVES (1998) relata que as comunidades aquáticas podem interferir nos valores de pH do meio através de assimilação do CO₂ durante o processo fotossintético, quando as algas podem elevar o pH do meio onde ocorrem florações de algas e crescimento de densas comunidades de macrófitas aquáticas submersas. Nestas ocasiões, o pH do meio, como ocorre em lagos temperados, pode chegar a 11.

Os altos valores de pH no reservatório Billings estiveram associados às concentrações de fitoplâncton e ao processo fotossintético devido às florações de cianofíceas registradas. Nos reservatórios de Atibainha e Cachoeira, os valores mais baixos poderiam estar associados à dominância de clorofíceas. Já os reservatórios de Ponte Nova (primavera e outono) e Ituparanga (primavera), apresentaram valores um pouco mais elevados, que também poderiam estar associados aos maiores valores de densidade registrados.

As cianofíceas são consideradas por alguns autores como fortemente associadas aos altos valores de pH (BICUDO *et al.*, 1999; CALJURI *et al.*, 1999). Estes mesmos autores discutem que em pH baixo a disponibilidade de CO₂ livre favorece as formas

eucarióticas.

COD e COT

O carbono orgânico dissolvido (COD) e o carbono orgânico total (COT) têm influência na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, desempenhando importante papel como fonte de energia para as bactérias e algas do grupo das cianofíceas (ESTEVES, 1998). Os valores de COD e COT foram relativamente baixos nos reservatórios Atibainha, Cachoeira, Itupararanga, Ponte Nova e Billings, tendo os maiores valores sido registrados no reservatório Pirapora; isto poderia estar associado ao esgoto à decomposição de plantas e excreção de animais, dentre outras fontes.

DBO e DQO

Os maiores valores de DBO, num corpo d'água, são resultantes dos despejos de origem predominantemente orgânica. Assim, os resultados de DBO neste estudo revelaram que apenas o reservatório de Pirapora apresentou valores considerados altos, ou seja, acima do limite do CONAMA para classe 4, (10 mg O₂/L), indicando que há uma forte influência de despejos de origem orgânica. Já a DQO é a quantidade de oxigênio necessária para degradar a matéria orgânica através de um agente químico. Os valores de DQO são normalmente maiores que os da DBO, altos valores sendo indicativos de despejos de origem industrial, não havendo, entretanto, limites de classificação das águas para este parâmetro. O reservatório Pirapora também foi o que apresentou os maiores valores de DQO. ROCHA (1984) considerou que valores de DQO são cerca de 3 a 4 vezes superiores aos da DBO; entretanto, essa relação pode variar, tendendo a ser mais elevada nos esgotos das grandes cidades, onde é mais acentuada a utilização de compostos orgânicos resistentes à biodegradação e quando existem resíduos industriais misturados aos esgotos domésticos. No presente estudo os valores de DQO estiveram até 14 vezes superiores aos da DBO.

Metais

Em corpos hídricos, os metais ocorrem naturalmente em concentrações baixas, sendo que o aumento das mesmas é provocado, principalmente, por despejos de origem industrial e uso de fertilizantes e praguicidas. Os metais avaliados neste estudo revelaram alguns pontos de contaminação em determinadas regiões, como na região dos reservatórios Pirapora, Atibainha e Billings. Entretanto, neste estudo, estes resultados foram considerados sobretudo para cálculo do IVA, motivo pelo qual não foi feita análise detalhada de sua ocorrência.

Nutrientes

Os reservatórios Billings e Pirapora apresentaram os maiores valores de nitrogênio e fósforo. Esses são os principais nutrientes que influenciam a produtividade na água doce (WETZEL, 1993; THOMPSON & RHEE, 1994; DOKULIL & TEUBNER, 2000), além de outros macronutrientes (WETZEL, 1993). CALIJURI *et al.* (1999) associaram a disponibilidade de nutrientes no reservatório Salto Grande às menores taxas de assimilação das algas devido ao estresse fisiológico do fitoplâncton, causado pelo impacto do excesso desses nutrientes.

Estudos anteriores do reservatório Billings revelaram valores mais elevados de fósforo na água, em comparação com o presente estudo. Entretanto, o reflexo da grande concentração de algas pode estar relacionado a altas concentrações de fósforo em camadas mais profundas. Além disso, a redução do bombeamento da água do rio Pinheiros para o reservatório Billings (conforme Resolução Estadual SMA/SES nº. 03/92) pode ser o fator mais importante para explicar o observado no período de estudo, pois os baixos valores de fósforo encontrados podem ser devidos à própria assimilação das algas ao longo do tempo, ou também à diminuição da carga orgânica recebida. Os relatórios de qualidade de água publicados pela CETESB têm registrado este fato, como um processo de melhoria na qualidade da água (CETESB, 2000, 2001).

Em estudos realizados por ZAISS (1976, apud ESTEVES, 1998), foi demonstrado que as algas são capazes de assimilar fosfato além de suas necessidades momentâneas, podendo o mesmo ser armazenado sob a forma de polifosfatos no interior da célula. Isto explicaria o fato de haver crescimento de populações de algas mesmo quando o fosfato está presente em baixas concentrações.

Segundo a classificação de VOLLENWEIDER (1968, apud ESTEVES, 1998), na avaliação do estado trófico utilizando-se concentrações de fósforo o reservatório Billings foi considerado mesotrófico, e o reservatório Pirapora, hipertrófico; os demais foram considerados oligotróficos.

A eutrofização é tipicamente acompanhada pelo decréscimo na razão N:P (SHAPIRO, 1981 apud SMITH, 1990), ou seja, é devida ao aumento no teor de

fósforo. O decréscimo de N:P favorece a substituição de clorofíceas por cianofíceas (REYNOLDS, 1987).

Em estudos realizados em 17 lagos distribuídos ao redor do mundo, SMITH (1990) concluiu que, para a formação de florações de cianofíceas, existe uma tendência das mesmas dominarem em lagos com razão N:P < 29. Assim, poder-se-ia afirmar que a razão acima de 30 reduziria a proporção de cianofíceas. Muitas discussões têm sido feitas com relação ao impacto da razão N:P na população fitoplanctônica (HARRIS, 1986; PICK & LEAN, 1987; ELSER et al, 1990; JENSEN et al, 1994; SCHAFFER et al, 1997 apud OLIVER & GANF, 2000), tendo-se encontrado pouca evidência de que a razão N:P é importante na dominância de cianofíceas. Por outro lado, outros autores sugerem que a dominância de cianofíceas está relacionada ao aumento da concentração de fósforo e não à diminuição da razão N:P (OLIVER & GANF, 2000).

Neste estudo, observou-se que a razão N:P foi alta na maioria dos reservatórios. Não foram observadas evidências da relação N:P < 29 com dominância de cianofíceas nos reservatórios estudados, com exceção do reservatório Pirapora, quando observou-se floração do gênero *Synechococcus* no outono, com razão N:P (= 8) sendo a menor registrada, embora tenham sido encontrados valores baixos em todas as campanhas. Por outro lado, no reservatório Billings foi observada dominância de cianofíceas em todo o período de estudo, e a razão N:P < 29 foi registrada apenas no verão. Para este reservatório, estudos anteriores comprovam a existência de grande carga de fósforo acumulado no sedimento. No presente estudo, os valores de fósforo detectados na água não foram tão elevados; contudo, ainda se mostraram bastante elevados no sedimento (CETESB, no prelo).

DEBERDT (1997) observou uma relação direta entre a razão N:P e o número de espécies encontrado, indicando que, quanto maior a razão N:P, maior o número de espécies. TAKAMURA *et al.* (1992, apud DEBERDT, 1997) sugeriram que mudanças surpreendentes na espécie dominante no verão no lago Kasumigaura no Japão coincidem com as mudanças na razão N:P na água. Esses mesmos autores afirmam que, geralmente, considera-se que a razão N:P é um fator importante determinante da composição de espécies de populações naturais de um lago.

A razão N:P tem sido utilizada como um dos principais estimadores do grau de trofia

dos ambientes aquáticos (SALAS & MARTINO, 1991). Segundo os mesmos autores, essa razão tem sido utilizada para caracterizar corpos d'água; conseqüentemente, em lagos com razão N:P maior que 9 o fósforo foi considerado como limitante, e em águas com razão N:P menor que 9, o nitrogênio é limitante. Por outro lado, para REDFIELD (1958), a relação de equilíbrio seria de 16:1, mas esse valor foi definido para o fitoplâncton marinho, não sendo necessariamente aplicável a ambientes de água doce.

Para WATSON *et al.* (1997), há uma relação positiva e bem estabelecida entre o aumento de nutrientes e a produtividade em lagos. Desta forma, o aumento na densidade reflete o incremento da produtividade decorrente do processo de eutrofização. No presente estudo, quando se compara as densidades médias obtidas, observou-se que houve uma grande variação. Conforme já apresentado anteriormente, os ambientes considerados eutrofizados ou com tendência à eutrofização apresentaram os maiores valores de densidade média, como, por exemplo, o reservatório Billings.

5.2. Variáveis biológicas e comunidade fitoplanctônica

Coliformes

Muitos trabalhos de monitoramento de poluição por esgotos têm demonstrado o valor prático dos coliformes totais e, assim, estabeleceu-se a importância sanitária deste grupo (BRANCO, 1986). Apesar dos coliformes totais não serem bons indicadores da qualidade da água, pois muitos destes organismos podem ser encontrados normalmente no solo e sobre a vegetação, a análise estatística demonstrou que esta variável foi muito significativa para a comunidade fitoplanctônica, demonstrando que a comunidade fitoplanctônica está fortemente relacionada aos efluentes domésticos e conseqüentemente à carga orgânica contida nos mesmos.

Para os reservatórios Billings e Pirapora, os elevados números de coliformes totais e fecais evidenciaram a poluição por esgotos domésticos. Este fato era esperado, tendo em vista a carga orgânica recebida e a população dos municípios no entorno desses reservatórios.

Toxicidade

Os testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia* revelaram presença de substâncias tóxicas em alguns reservatórios, principalmente no reservatório Pirapora, em que foi

detectada toxicidade aguda em todas as campanhas. O efeito agudo caracteriza-se por uma resposta severa e rápida a um estímulo, manifestando-se, em geral, num intervalo de 0 a 96 horas (RAND & PETROCELLI, 1985). O efeito crônico foi observado em alguns reservatórios como Atibainha, Billings e Ponte Nova. O efeito crônico traduz-se pela resposta a um estímulo que continua por longo tempo, normalmente por períodos que vão de 1/10 do ciclo vital até a totalidade da vida do organismo. Esse efeito geralmente é observado quando os agentes tóxicos afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, como reprodução, crescimento, etc. (CETESB, 2000).

No reservatório Billings, estes efeitos podem estar associados à dominância de algas pertencentes ao grupo das cianofíceas. Em estudos anteriores (LAMPARELLI *et al.*, 1996a; LORENZETTI *et al.*, 1995), houve associação dos efeitos tóxicos apresentados às dominâncias de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, fato este também observado neste estudo; entretanto, são necessárias pesquisas mais direcionadas com estas espécies, para comprovação dessas associações.

Clorofila-a

A clorofila-a tem sido amplamente utilizada como indicativa da biomassa fitoplanctônica (USEPA, 1998; BRANCO, 1991; HUSZAR *et al.*, 1998) e em programas de biomonitoramento da qualidade da água (USEPA, 1998; CETESB, 2001).

Com exceção dos reservatórios Billings (eutrófico) e Pirapora (mesotrófico), em todos os reservatórios foram registrados valores baixos de clorofila-a, o que os classifica como oligotróficos. Existem várias classificações limnológicas do estado trófico. Segundo a classificação da OECD (1982), valores de 8 a 25 µg/L seriam característicos de ambientes eutróficos. Para sistemas de classificação trófica em lagos e reservatórios da Nova Zelândia, valores de 5 a 12 µg/L foram considerados como sendo de sistemas eutróficos, de 12 a 31 µg/L supertróficos, e valores acima de 31 µg/L foram considerados como pertencentes a sistemas hipertróficos (BURNS *et al.*, 2002). Já para a classificação de LEE *et al.* (1981) para lagos temperados, valores de clorofila ≤ 2 são considerados como de ambientes oligotróficos e valores de 3 a 6,9 são de ambientes mesotróficos e ≥ 10 , eutróficos.

Fitoplâncton

Como já discutido anteriormente, em avaliações da qualidade da água e programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos, como em reservatórios, os organismos fitoplanctônicos são indispensáveis, pois constituem os principais produtores primários, sendo o primeiro elo da cadeia alimentar.

Através do processo de fotossíntese e metabolismo, as algas podem modificar o pH, a alcalinidade, a cor e a turbidez das águas (PALMER, 1980; BRANCO, 1986; DI BERNARDO, 1995).

Diferenças na biomassa e composição do fitoplâncton têm sido encontradas entre os reservatórios de diferentes estados tróficos (DUTHIE & HART, 1987; KALFF & KNOECHEL, 1978; KALFF *et al.*, 1975; OLSÉN & WILLÉN, 1980; PETROVA, 1987; PRIDDLE & HAPPEY-WOOD, 1983).

O conhecimento dos grandes grupos que compõem a comunidade fitoplanctônica é extremamente importante e pode permitir uma classificação rápida dos corpos d'água. Segundo USEPA (1998), a definição dos grandes grupos ou de ordens pode indicar se um corpo d'água está eutrofizado.

Uma rápida resposta que ocorre com a eutrofização é dada pela comunidade fitoplanctônica, observando-se um aumento da dominância de cianofíceas. Conseqüentemente, tem sido freqüente a ocorrência de florações de cianofíceas em corpos d'água próximos a centros urbanos (AZEVEDO *et al.*, 1994).

Para a formação de florações de cianofíceas, são necessárias certas condições ambientais, como níveis elevados de nutrientes, temperatura da água variando entre 15 a 30°C, pH de 6 a 9 ou até mais, ventos moderados a ausentes, baixa turbulência e velocidade da água e alta insolação (AZEVEDO, 1998).

Para BICUDO *et al.* (1999), as variáveis que estiveram associadas à floração de *Microcystis* no lago das Garças (Parque do Estado, São Paulo) foram as formas nitrogenadas. De acordo com PETERSON *et al.* (1993), as cianofíceas (ou cianobactérias) podem obter fósforo do sedimento, de modo a seu estoque interno capacitá-las a sustentar seu crescimento na região pelágica, em detrimento de outros grupos de algas. Outros fatores, como diminuição da transparência da água e

aumento da turbidez, também estiveram associados aos períodos de floração.

Apenas o reservatório Billings apresentou episódio de floração de *Microcystis* em todas as campanhas, e o reservatório Itupararanga apresentou valores altos deste mesmo gênero na primavera, estando associado provavelmente ao longo tempo de residência, transparência da água, altos valores de pH. Por outro lado, NOGUEIRA (1997) concluiu que a dominância de *Microcystis* esteve fortemente relacionada à estratificação térmica, e também a outros fatores ambientais tais como aumento da estabilidade térmica, valores de pH, redução da razão zona eufótica/zona afótica, da profundidade de zona de mistura e da razão N/P.

Vários gêneros e espécies de cianofíceas que formam florações podem liberar toxinas na água. Casos de morte de animais domésticos já foram relatados desde 1878 na Austrália, e intoxicações de populações humanas pelo consumo oral de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias já foram descritas em diversos países, como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (CHORUS & BARTRAM, 1999; YOO *et al.* 1995).

No Brasil, os primeiros casos registrados de morte humana relacionados às cianofíceas ocorreram em 1996 na cidade de Caruaru (Pernambuco), onde cerca de 60 pacientes com doenças renais crônicas morreram após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise em uma clínica que era abastecida por água de um açude em que havia floração de cianofíceas (JOCHIMSEN *et al.*, 1998; ZAGATTO *et al.*, 1997; AZEVEDO, 2001; POURIA *et al.*, 1998). Cabe ressaltar que, após este episódio, as autoridades brasileiras elaboraram a Portaria 1469/2000 (BRASIL, 2000), que se constituiu num avanço na legislação brasileira, por ter incluído o monitoramento de cianofíceas em mananciais de abastecimento público. A análise de cianotoxinas também é recomendada, caso seja necessário, quando a contagem de células de cianofíceas for elevada, ou seja, sempre que o número de cianobactérias na água do manancial no ponto de captação exceder 20.000 células/mL durante o monitoramento, será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água, na saída do tratamento e nas entradas das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis (BRASIL, 2000).

As principais cianofíceas responsáveis por formar florações são as espécies com vacúolos gasosos ou aerótopos. Elas são distribuídas por um número grande de

gêneros e variam na forma e tamanho, podendo ser desde pequenos filamentos a grandes colônias (OLIVER & GANF, 2000).

SANT'ANNA & AZEVEDO (2000) já registraram várias espécies de cianofíceas de diferentes ambientes aquáticos brasileiros, sendo a espécie *Microcystis aeruginosa* a que apresenta distribuição mais ampla no Brasil, e o gênero que apresenta o maior número de espécies potencialmente tóxicas é *Anabaena*, sendo as mais comuns *A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides*. No presente estudo, a grande maioria destas espécies foi encontrada nos reservatórios Billings e Itupararanga. Além destas espécies, outras também são consideradas como potencialmente tóxicas, como *Radiocystis fernandoii*, primeiro relato na literatura (VIEIRA, 2002), e *Cylindrospermopsis raciborskii* (LAGOS *et al.*, 1999; BOURKE *et al.*, 1983), também presentes nos mesmos reservatórios.

A toxicidade de florações de cianofíceas pode apresentar uma variação temporal, desde intervalos curtos de tempo até diferenças sazonais e também espaciais, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população. Essas variações de toxicidade ainda não foram devidamente esclarecidas (AZEVEDO, 2001).

Nos reservatórios estudados, o grupo das cianofíceas esteve presente de forma bastante representativa, tanto nos reservatórios Billings e Itupararanga, com presença de espécies que apresentam aerótopos, como as do gênero *Microcystis*, além de espécies que apresentam heterocistos (estrutura para fixação de nitrogênio) como as de *Anabaena* e *Cylindrospermopsis*, entre outras. As espécies picoplanctônicas estiveram presentes nos reservatórios Atibainha, Cachoeira e Ponte Nova: *Cyanodictyon iac* e *Aphanocapsa delicatissima*, entre outras.

TORGAN (1989) constatou que as cianofíceas, seguidas das diatomáceas, constituem os principais grupos presentes em florações algais, à semelhança do que ocorre em outras regiões do mundo.

A presença de aerótopos em *Microcystis* é uma importante estratégia adaptativa que regula sua flutuação, em resposta à disponibilidade de luz e nutrientes, conferindo-lhe vantagem competitiva sobre os demais grupos de algas (KLEMER & KANOPKA, 1989, apud BICUDO *et al.*, 1999), e facilidade de migração na coluna

d'água (THOMPSON & RHEE, 1994). No reservatório Bautzen, considerado hipereutrófico, *Microcystis aeruginosa* contribuiu com 70% do total da biomassa. Neste estudo, o crescimento de *Microcystis* foi restrito aos períodos em que a coluna d'água estava estratificada (OLIVER & GANF, 2000). Para estes mesmos autores, as espécies de *Microcystis* são encontradas tanto em lagos estratificados como em condições de mistura, pois através dos aerótopos estas têm a vantagem de se deslocar na coluna d'água.

No reservatório Billings, além da dominância de *Microcystis*, já comentada anteriormente, houve dominância da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* em períodos de maior pluviosidade, ou seja, em dezembro e março.

PINTO-COELHO & GIANI (1985), BRANCO (1991), TÓTH & PADISAK (1986), LAMPARELLI *et al.* (1996b) e SOUZA *et al.* (1998) observaram uma relação entre a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* com altas temperaturas (verão) e períodos chuvosos. Os resultados obtidos neste estudo nos reservatórios Billings e também no reservatório Itupararanga corroboram essas observações.

Cylindrospermopsis raciborskii tem sido considerada uma alga com distribuição em expansão em várias partes do mundo. Estudos sobre sua ecologia têm sido intensificados, devido à sua potencial toxicidade e tendência a formar florações que interferem com a utilização dos corpos d'água (BRANCO, 1991; PADISAK, 1997).

De acordo com PADISAK (1997), o sucesso ecológico de *C. raciborskii* está diretamente relacionado a vários fatores, como: capacidade de migração na coluna d'água, tolerância a baixa luminosidade, habilidade em utilizar fontes internas de fósforo, alta capacidade de absorção de fosfato e amônia, fixação de nitrogênio atmosférico, alta capacidade de dispersão (acinetos resistentes, dispersão por cursos de rios, aves, etc).

As algas pertencentes à ordem Nostocales, por terem capacidade de desenvolver heterocitos, podem fixar nitrogênio atmosférico em águas com baixos valores de nitrogênio. No reservatório Billings, foram observados poucos exemplares de *Cylindrospermopsis raciborskii* com heterocitos, com exceção do período de verão, quando observou-se maior quantidade de exemplares heterocitados. Coincidentemente, foram observados, para o mesmo período, os menores valores da

relação N:P.

TUCCI (2002), estudando um reservatório eutrófico no Estado de São Paulo, registrou dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* no mês de dezembro, sendo que apenas 8% apresentaram heterocitos.

Quando se avaliou a composição das espécies nos diferentes reservatórios estudados, observou-se que a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente em três dos seis reservatórios: Billings, Itupararanga e Ponte Nova. Entretanto, ela foi pouco freqüente e abundante no reservatório Ponte Nova.

Para este estudo, pôde-se constatar que em 50% dos ambientes estudados esta espécie esteve presente, reforçando, assim, a preocupação em realizar estudos mais detalhados desta espécie, principalmente para os ambientes cujas águas são utilizados para abastecimento público.

Além do grupo das cianofíceas, o grupo das clorofíceas esteve presente em todos os reservatórios, observando-se sua dominância nos reservatórios Cachoeira, Atibainha e Ponte Nova, sendo bem representado por espécies pertencentes à ordem Chlorococcales. Isto poderia estar relacionado aos baixos valores de nutrientes encontrados, além de pH com valores entre 6,5 a 7,5 e alta transparência.

WETZEL (1993), também observou um número elevado de algas pertencentes à ordem Chlorococcales nos lagos em processo de eutrofização. O mesmo tem sido observado em vários estudos realizados em reservatórios do Estado de São Paulo, que apontam estes organismos como dominantes (XAVIER *et al.*, 1985; LEMOS *et al.*, 1993; BEYRUTH & PEREIRA, 1994, apud BEYRUTH, 1996; LAMPARELLI *et al.*, 1996a.; TUCCI, 2002, entre outros).

A dominância de clorofíceas da ordem Chlorococcales pode sugerir que estes reservatórios, apesar de terem sido enquadrados como oligotróficos a mesotróficos, podem estar em processo de eutrofização; entretanto, além da dominância do grupo, deve ser levada em consideração sua densidade.

O grupo das clorofíceas foi o que apresentou maior riqueza em termos de número de taxa em todos os reservatórios (Anexo A). Este fato é comum na comunidade fitoplanctônica de lagos tropicais e subtropicais, tendo sido registrado por diversos

autores (GARCIA DE EMILIANI, 1976, 1980; LEWIS, 1976, 1978; HUSZAR, 1989, apud HUSZAR *et al.*, 1990; BORICS *et al.*, 2000).

As Zignemafíceas - Desmidiáceas são citadas por alguns autores como sendo organismos indicadores de ambientes oligotróficos (ESTEVES, 1998; HUTCHINSON, 1967, apud WETZEL, 1993). Para o reservatório de Ponte Nova, foi encontrada grande quantidade de táxons desta família, principalmente os pertencentes aos gêneros *Cosmarium*, *Closterium* e *Staurastrum*, sendo que, para este último gênero, foi registrado um grande número de espécies (Anexo A).

O reservatório Ponte Nova foi considerado oligotrófico por vários dos índices aplicados, porém, o mesmo apresentou episódios de florações de algas verdes do gênero *Chlorococcum* e da espécie *Chlamydomonas minutissima*, na primavera, verão e outono.

Em estudos anteriores, o reservatório de Ponte Nova já foi considerado com características de oligotrófico a mesotrófico (TOLEDO *et al.*, 1990). O fato deste reservatório apresentar episódios de florações não implica que esteja comprometido em termos da qualidade de suas águas para diversos usos, uma vez que estas florações não foram provocadas por algas pertencentes ao grupo das cianofíceas; entretanto, poderiam ocorrer transtornos quanto a gostos e odores desagradáveis, além de desequilíbrio no ambiente aquático.

Segundo HAPPEY-WOOD (1988), algas verdes não móveis como *Chlorococcum* estão diretamente relacionadas com períodos de mistura da água; por outro lado, *Chlamydomonas* revela um comportamento oposto, desenvolvendo-se com vantagem em períodos de estratificação térmica. Para o reservatório Ponte Nova, o comportamento observado não seguiu esse padrão, pois no período de mistura não foi registrada dominância destes organismos. A análise de ordenação revelou que a transparência foi a variável que mais contribuiu para a formação do grupo a que pertenceu este reservatório, podendo-se, assim, afirmar que estas espécies são indicadoras de valores elevados de transparência, além de baixos valores de coliformes e condutividade.

As criptofíceas parecem tolerar ampla variedade de condições nutricionais, por estarem presentes durante o ano inteiro (REYNOLDS, 1984); conseqüentemente, a

presença ou a ausência de criptofíceas não está relacionada com o estado trófico do sistema, razão pela qual são consideradas euritróficas, isto é, não são reguladas pelos ciclos sazonais de disponibilidade de algum nutriente específico e sua presença e ausência não pode, portanto, ser relacionada com o estado trófico. No entanto, ROJO & ALVAREZ-COBELAS (1993) afirmaram que os fitoflagelados de maneira geral alcançam, altas biomassas em ambientes hipereutróficos; isto é devido, basicamente, à sua motilidade, que lhes permite, de maneira satisfatória, em alta turbidez, obter vantagem recuperando nutrientes de outros níveis de profundidade.

As euglenofíceas são comuns em comunidades planctônicas de lagos ricos a moderados em substâncias húmicas, sendo notoriamente favorecidas por aportes de esgoto, podendo desenvolver-se em quantidades consideráveis (RÓSEN, 1981 apud BEYRUTH, 1996).

Os flagelados verdes são característicos do fitoplâncton de lagos e lagoas com altas concentrações de nutrientes, durante períodos de estratificação térmica, sendo freqüente o crescimento de grandes colônias de Volvocales. REYNOLDS (1984) encontrou correlação de algumas Volvocales com nitrato e amônia; assim, parece haver uma forte relação entre o desenvolvimento de flagelados coloniais e altos níveis de nitrogênio.

No reservatório de Pirapora, observou-se uma grande variedade de organismos pertencentes ao grupo dos flagelados, principalmente as euglenofíceas e Volvocales, que são consideradas algas verdes, porém têm motilidade, sendo também chamados flagelados verdes. A análise qualitativa pôde registrar com mais precisão a ocorrência destes organismos, tendo em vista a amostragem ser feita em toda a coluna d'água. Isto parece ser um fator importante quando se trabalha com organismos indicadores. Nesse reservatório, estes organismos demonstraram ser indicadores de má qualidade das águas, fato também observado no gradiente de ordenação através da análise de correspondência (CA) e análise de correspondência canônica (CCA), que evidenciaram que *Euglena* sp., *Euglena caudata*, *Lepocynclis* e *Spondylomorum* foram indicadoras para a formação do grupo do reservatório Pirapora, além de outras pertencentes a outros grupos, como *Chroococcus minor*, *Chroococcus minutus*, *Actinastrum hantzschii*, *Monoraphidium tortile*, *Monoraphidium caribeum* e *Dictyosphaerium elegans*.

Para os reservatórios de Atibainha, Cachoeira e Ponte Nova, considerados na

classificação dos índices estudados como oligotróficos e mesotróficos quanto ao IET, observou-se uma frequência de organismos pertencentes às ordens Chlorococcales e Zygnematales. A análise de correspondência (CA) apontou *Tetraedron* sp., *Nephrocytium lunatum*, *Nephrocytium agardhianum*, *Chlorococcum* cf. *infisionum*, *Scenedesmus dimorphus*, *Monoraphidium flexuosum*, *Ankistrodesmus falcatus* e *Arthrodesmus incus* e *Staurastrum ellipticum* como sendo os organismos indicadores do gradiente formado pelos reservatórios citados.

A sazonalidade é um evento bem conhecido nos sistemas temperados, e poder-se-ia dizer que a ausência de grandes variações na temperatura da água e na radiação solar nos sistemas tropicais poderia levaria à conclusão de que a sazonalidade na comunidade fitoplanctônica nos trópicos deve ser insignificante; porém, diversos estudos mostram que isto não corresponde à realidade (LEWIS, 1973; PINTO-COELHO & GIANI, 1985; POLLINGHER, 1986; GIANI, 1994; HUSZAR, 1994; SANT'ANNA, 1997, apud GIANI & FIGUEIREDO, 1999).

As análises estatísticas utilizadas (CCA e CA) revelaram que existem diferenças sazonais nos reservatórios; entretanto, as diferenças mais significativas foram entre os reservatórios e, sendo assim, a ordenação evidenciou maior significado na separação dos reservatórios e não das épocas do ano.

Os reservatórios estudados estão localizados em uma região de transição entre os climas tropical e subtropical, com sazonalidade não definida, apresentando diferenças pronunciadas entre o verão e inverno, fato também observado para a comunidade fitoplanctônica, tendo em vista que, de uma forma geral, os maiores valores de densidade ocorreram no período chuvoso.

Quanto à riqueza de espécies, o período chuvoso também foi o período onde houve os maiores registros. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, como já descrito anteriormente, esteve presente no reservatório Billings com os maiores valores registrados no período chuvoso (verão e outono), corroborando assim o que já foi descrito por diversos autores como sendo uma espécie freqüente em períodos chuvosos com temperaturas elevadas. No reservatório Itupararanga também se pôde observar o mesmo fato; entretanto, os valores de densidade desta espécie foram mais baixos.

Quanto às diatomáceas, *Aulacoseira granulata* e *A. italica* foram as mais abundantes e freqüentes principalmente nos reservatórios Billings e Itupararanga, provavelmente

estando relacionadas ao período seco (inverno), em que ocorre mistura da coluna d'água. TUNDISI *et al.* (1993) também observaram este mesmo comportamento em outros reservatórios brasileiros.

Segundo BICUDO *et al.* (1999), as diatomáceas constituem fração importante do fitoplâncton lacustre; entretanto, para os reservatórios estudados, este grupo esteve pouco representado.

Tanto as cianofíceas como as clorofíceas coloniais têm seu crescimento favorecido durante a estação seca, sendo que, em estação chuvosa, as pequenas clorofíceas e as diatomáceas estão presentes com maiores biomassas (GIANI & FIGUEIREDO, 1999).

De maneira geral, no presente estudo observou-se que o grupo das diatomáceas esteve mais presente na primavera coincidindo portanto com o início do período de chuvas. Portanto, a turbulência da água provocada pela precipitação poderia estar favorecendo o crescimento deste grupo.

O grupo dos dinoflagelados esteve presente em todos os reservatórios estudados. Nos reservatórios Billings e Ponte Nova, houve maior frequência destes organismos, porém com densidades baixas. No ambiente marinho, este grupo pode acarretar alguns problemas como toxicidade (“marés vermelhas”) (NAVAS-PEREIRA, 1994; IRAURGUI, 1991; QUEIROZ *et al.*, 1984); entretanto, na água doce não há registros destas ocorrências.

5.3. Indicadores de Qualidade da Água

A utilização de índices tem sido freqüente em monitoramento ambiental. Esses índices são compostos, em geral, por fatores abióticos ou utilizam a estrutura das comunidades como matriz básica para seu cálculo, embora haja necessidade de validação destes índices para os mais variados ambientes (THOMAZ, 2000).

Os índices de qualidade da água estão associados ao uso que se deseja para um corpo d'água (PORTO, 1991 apud PELÁEZ-RODRIGUEZ *et al.*, 2000). O conhecimento da qualidade dos recursos hídricos é essencial a seu manejo; neste sentido, é conveniente a existência de um índice demonstrativo da qualidade das águas da bacia hidrográfica que possa servir como informação básica para o público em geral, como subsídio a atividades educativas e, principalmente, para o gerenciamento ambiental (PELÁEZ-RODRIGUEZ *et al.*, 2000).

O fitoplâncton de lagos caracteriza-se pela presença de um número elevado de espécies, de forma que a sua análise é facilitada pela utilização de índices que resumem a estrutura da comunidade (EDSON & JONES, 1988; SOMMER *et al.*, 1993).

Existem vários sistemas de indicadores biológicos que utilizam a comunidade fitoplanctônica, com maior ou menor grau de detalhamento, considerando diferentes níveis taxonômicos (classes, ordens, gêneros e espécies) como indicadores do estado trófico ou da qualidade ambiental (PATRICK, 1953; EDWARDS *et al.*, 1972; BROOK, 1981; NYGAARD, 1949; THUNMARK, 1945; SLÁDECEK, 1973, apud WETZEL, 1993). Entretanto, a comparação destes índices com avaliações mais modernas da produtividade das algas apresenta correlações positivas baixas; porém, há exceções. Encontram-se variações muito grandes nas diferentes regiões do globo e de alguns lagos para outros. Parece que estes índices, se por um lado possuem algum valor para a determinação de relações entre as espécies, assentam por outro lado numa base fisiológica demasiado superficial para que possam ser utilizados de modo significativo na avaliação da produtividade dos lagos ou para elucidar sobre os mecanismos causais que conduzem ao desenvolvimento das diversas composições de algas (WETZEL, 1993).

O conhecimento da diversidade, equitabilidade, riqueza e similaridade em comunidades planctônicas é um instrumento de grande valia para a caracterização de um lago. Estimativas de diversidade podem ser utilizadas como indicadores da situação de sistemas ecológicos (MAGURAM, 1988), funcionando como uma medida da estabilidade de uma comunidade e sua resistência a diversos tipos de distúrbios (BARNESE & SCHELSKE, 1994).

Entende-se por diversidade de espécies a interação de seus dois componentes básicos: a riqueza, que é o número total de espécies presentes, e a uniformidade, que se relaciona com a abundância relativa de espécies e com o grau de sua dominância ou não (SENNA & MAGRIM, 1999). A riqueza de espécies de uma amostra costuma ser expressa como o número total de táxons presentes. O índice de equitabilidade reflete o grau de organização da comunidade, a variação percentual de seus componentes e a distância desta comunidade de outra com espécies equitativamente representadas.

No presente estudo, com relação aos índices de diversidade aplicados, pôde-se

observar, para o índice de Shannon, valores baixos para o reservatório Pirapora no período em que houve uma floração de *Synechococcus*; entretanto, pôde-se observar, no verão, um valor considerado alto (3,33 bits.ml⁻¹) e, para o reservatório de Cachoeira, chegou-se a registrar um valor de 3,68 bits.ml⁻¹. PADISAK (2000), em estudo realizado no reservatório de Barra Bonita, encontraram valores de até 3,18 bits.ml⁻¹, e consideraram como valores baixos, para outros reservatórios, 1,64 bits.ml⁻¹ e 1,78 bits.ml⁻¹. Para o reservatório Guarapiranga, BEYRUTH (1996) encontrou valores de até 4,28 bits.ml⁻¹.

MATSUMURA-TUNDISI (1999) discute a dificuldade de se estabelecer um índice de avaliação do estado trófico do sistema aquático utilizando a comunidade zooplanctônica, sendo necessário padronizar a metodologia de estudo considerando vários aspectos, como natureza do sistema (lagos, rios, represas, estuários), tamanho dos corpos d'água, natureza da amostragem de escalas temporais e espaciais (periodicidade de amostragem), regiões limnéticas e litorâneas. Portanto, para se estabelecer limites para a comunidade fitoplanctônica, também seria necessária a realização de vários estudos comparativos e padronizações.

Por outro lado, MARGALEF (1981) apresenta valores de diversidade para as comunidades fitoplanctônicas: de 1 a 2,5 bits (lagos férteis) e 3 a 4,5 bits (águas limpas). Baseando-se nos valores médios encontrados para os reservatórios estudados, poder-se-ia concluir que, neste estudo, todos os reservatórios seriam incluídos como de águas férteis, e apenas o reservatório de Cachoeira estaria próximo aos valores considerados para águas limpas.

Segundo ODUM (1971), comunidades de ambientes desfavoráveis ou poluídos apresentam diversidade e curva de espécies abundantes alteradas. Desta forma, é provável que comunidades planctônicas apresentem padrões de abundância e de diversidade de espécies diferentes em ambientes com diferentes graus de eutrofização.

Avaliando-se a aplicação dos índices tradicionais de diversidade, riqueza, dominância e equitabilidade em programas de biomonitoramento da qualidade da água, os mesmos não parecem constituir bons indicadores, tendo em vista a necessidade de especialistas em taxonomia em níveis específicos; além disto, são índices que, no presente estudo, em alguns reservatórios não demonstraram relação com o diagnóstico apresentado. Assim, foram utilizados outros indicadores, como o

IVA, que se revelaram mais úteis nessa avaliação.

O Índice de Proteção da Vida Aquática - IVA tem o objetivo de proporcionar a avaliação da qualidade das águas para fins de proteção da vida aquática (fauna e flora em geral), diferenciando-se dos índices de avaliação de água para consumo humano e recreação de contato primário (LORENZETTI, 2002).

O IVA, aplicado nos reservatórios estudados, mostrou-se satisfatório, revelando que as características gerais de qualidade das águas variaram, sendo que, para o reservatório Pirapora, os parâmetros toxicidade, alguns metais e fosfato, entre outros, influenciaram na definição de qualidade péssima, conforme dados registrados pela CETESB (2000), por receber uma forte carga de poluentes domésticos e industriais através do rio Tietê. Para o reservatório Billings, os parâmetros relacionados à eutrofização definiram uma qualidade ruim da água, o que também está de acordo com a região, apresentando um alto potencial à ocorrência de floração de algas, devido à grande carga orgânica recebida através do bombeamento do rio Pinheiros e às ocupações desordenadas na região. Para o reservatório Atibainha, a qualidade ruim no mês de dezembro esteve relacionada principalmente à presença de toxicidade e metais. Vale ressaltar que, para este reservatório, as fontes necessitam ser investigadas, tendo em vista ser uma região sem problemas potenciais de poluição, fazendo parte, inclusive, da Área de Proteção Ambiental de Piracicaba; entretanto, em torno dos reservatórios, predominam chácaras de recreio e olarias, sendo uma região propícia aos escorregamentos de solos e processos de erosão, quando desprovidos de vegetação (SMA, 1998).

PELÁEZ-RODRIGUEZ *et al.* (2000) aplicaram também o IVA na avaliação da qualidade das águas do rio Monjolinho e do ribeirão do Feijão, e consideraram que o IVA representa uma ferramenta útil, que integra e expressa, de forma clara, diferentes informações sobre a qualidade da água em uma bacia hidrográfica.

Em projetos de biomonitoramento, a avaliação do teor de clorofila-a é considerada uma medida rápida e eficiente da resposta quanto à eutrofização em ambientes aquáticos (USEPA, 1998). Entretanto, o conhecimento da comunidade fitoplanctônica é de extrema importância, frente à problemática que as algas causam à qualidade das águas.

Em um exaustivo trabalho com espécies indicadoras da qualidade da água, realizado

por PATRICK & PALAVAGE (1994), que classificaram grande quantidade de espécies planctônicas como tolerantes à poluição, dentre elas, algumas pertencentes ao grupo das diatomáceas (*Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia palea* e *Achanthes minutissima*) e outras ao grupo das clorofíceas (*Golenkinia radiata*, *Coelastrum microporum*, *Pediastrum duplex* e *Scenedesmus quadricauda*). Neste trabalho, foram também identificadas algumas espécies que indicaram condições de equilíbrio, dentre elas algumas diatomáceas (*Asterionella formosa*, *Cyclotella stelligera*, e *Nitzschia subtilis*) e clorofíceas (*Kirchneriella obesa*, *Pediastrum tetras* e *Scenedesmus acuminatus*). Os autores discutem alguns problemas para selecionar as espécies tolerantes à poluição, como dificuldades na identificação de espécies por alguns pesquisadores, pesquisas anteriores que não relacionavam as espécies com variáveis ambientais, e diferenças metodológicas.

SENNA & MAGRIM (1999) consideram muito importante a identificação dos organismos fitoplanctônicos em nível de espécie e de forma correta, principalmente em trabalhos ecológicos, pois identificações “incorretas” podem conduzir a conclusões equivocadas a respeito do ambiente.

Para ESTEVES (1998), há divergências a respeito da diversidade de espécies em lagos oligotróficos, que resultam em possíveis erros na contagem e identificação das espécies; isto decorre do fato de que amostras com grande número de indivíduos de uma dada espécie podem mascarar a presença de outras espécies em número reduzido de indivíduos. Por outro lado, considerando a aplicabilidade em programas de biomonitoramento da qualidade da água, a identificação mais detalhada é um processo moroso e requer muito tempo, além de necessitar especialistas muitas vezes com nível de conhecimento específico para cada grupo. Assim, para uma resposta mais rápida na avaliação da qualidade da água, a identificação em grandes grupos ou a observação da espécie dominante já pode dar subsídios para ações imediatas. Portanto, o índice para a comunidade fitoplanctônica proposto pelo grupo de trabalho já citado no início deste estudo é considerado como um recurso eficaz para biomonitoramento da qualidade da água em reservatórios.

Entretanto, a aplicação do índice da comunidade fitoplânctônica considerando o parâmetro clorofila-a mostrou-se problemático, neste estudo. Quando se procedeu à avaliação integrando-se o IET, pôde-se observar que o índice revelou-se mais fiel à realidade, principalmente quando se avalia a carga orgânica recebida, avaliadas, no caso através dos teores de fósforo total. NOGUEIRA & RAMIREZ (1998)

consideraram o IET modificado por TOLEDO *et al.* (1983) como o melhor índice, na avaliação do estado trófico do lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil).

Os resultados obtidos no presente trabalho foram promissores, tendo os índices obtidos refletido as condições dos ambientes e, muitas vezes, acrescentado informação ao IVA. Foram registrados alguns problemas relacionados às águas em que se obteve teores de clorofila muito baixos, decorrentes de baixa transparência, ou ainda a presença de substâncias tóxicas na água, como no reservatório de Pirapora, tendo em vista este corpo d'água apresentar valores de clorofila baixos devido à pouca luminosidade e à grande quantidade de poluentes químicos.

No entanto, um IVA muito baixo, e a dominância de cianofíceas e a aplicação do IET com valores de fosfato alto, mostraram claramente que esses ambientes estavam impactados. Este índice é uma medida, em programas de monitoramento da qualidade da água, cuja aplicação não requer muita sofisticação. Entretanto, segundo a USEPA (1998), medidas de riqueza como o número de táxons, Shannon-Wiener, índices de tolerância à poluição baseados na tolerância dos grupos, e índices de similaridade, poderiam também ser aplicados. Cabe ressaltar que, para uma resposta mais rápida, onde não há necessidade de se aplicar cálculos muito trabalhosos, este índice indicou sensibilidade para refletir a qualidade dos ambientes, sendo que o especialista poderá optar pelo indicador a ser utilizado.

FORNAROLLI-ANDRADE *et al.* (1997), em seu trabalho desenvolvido no IAP (Instituto Ambiental do Paraná), utilizaram dados abióticos básicos para compor a matriz de qualidade da água, tendo também utilizado a clorofila-*a* e a diversidade de algas, além de definir ponderações para ambientes com episódio de florações.

Alguns autores indicam que alta riqueza significa boa qualidade da água (USEPA, 1998; FORNAROLLI-ANDRADE *et al.*, 1997). Entretanto, o número de táxons é uma medida que deverá ser aplicada com cuidado, pois, neste estudo, pôde-se observar que, em reservatórios que foram classificados como ruim ou regular, o número de táxons foi alto. HUSZAR (2002, comunicação pessoal) e PINTO-COELHO *et al.* (1999) também observaram que, para ambientes eutrofizados, as diversidades eram muito altas. No entanto, a dominância e a densidade passam a ser fatores importantes.

A utilização dos diversos índices neste estudo permitiu constatar que, para programas

de biomonitoramento da qualidade da água, deverão ser utilizadas as variáveis selecionadas no IVA, além da comunidade fitoplanctônica, com a avaliação de sua densidade em número de organismos. Uma avaliação dos grandes grupos ou ordens já pode ser suficiente para se ter uma idéia de como o manancial se comporta em termos de qualidade da água ou futuros problemas em relação ao seu uso. Entretanto, nesta avaliação, quando houver dominância de organismos que podem provocar problemas para a saúde humana, a identificação em nível de espécie se torna necessária.

5.4. Considerações gerais sobre os reservatórios

Quando se faz uma comparação entre os reservatórios, observa-se que, não só através da análise da comunidade como também dos índices aplicados exceto diversidade, riqueza e equitabilidade, o gradiente trófico foi bem definido, considerando-se o reservatório Pirapora como *muito poluído*, tanto pelas análises físico-químicas e biológicas (metais, coliformes, nutrientes e condutividade) como através das espécies fitoplanctônicas, com dominância, de uma forma geral, do grupo dos flagelados, representado pela presença de Euglenales (*Pandorina*, *Euglena*, *Trachelomonas* e *Lepocynclis*, entre outras) e cianofíceas (Oscillatoriales em geral e pequenas Chroococcales, como *Synechococcus*).

Ambientes com baixa penetração de luz devido à alta turbidez, como é o caso de Pirapora, têm uma tendência de serem propícios à dominância de espécies de *Oscillatoria*, as quais, por sua extrema eficiência no aproveitamento da luz, têm considerável vantagem seletiva em colunas d'água turvas, bem misturadas (MUR *et al.*, 1978, apud REYNOLDS, 1984; OLIVER & GANF, 2000).

Pandorina morum tem sido registrada em situações de condições calmas e estratificação estável. HAPPEY-WOOD (1976, apud HAPPEY-WOOD, 1988) registrou dominância de *Pandorina morum* e *Oocystis* em lagos eutróficos e rasos.

Houve frequência maior de *Pandorina morum* nas amostras qualitativas no reservatório Pirapora em algumas épocas de coleta; já nas amostras quantitativas, não foi muito comum encontrar esta espécie. Portanto, para uma amostragem que reflita os organismos indicadores da qualidade da água, o ideal é realizar a coleta em diferentes níveis da coluna d'água.

Em projetos de biomonitoramento, é necessário trabalhar com um menor número de

amostras e tornar o custo viável; nesse caso, a integração de amostras estratificadas poderia ser a solução para abranger o maior número de organismos possível. Os flagelados migram na coluna d'água e são organismos importantes para avaliação da qualidade da água; além disso, os organismos pertencentes ao grupo das cianofíceas, que possuem aerótopos, também têm a capacidade de migrar na coluna d'água.

O reservatório Billings vem sofrendo degradação ambiental contínua, decorrente tanto da entrada de contaminantes, através do bombeamento das águas do rio Pinheiros, como pela ocupação desordenada nas margens da bacia. Assim, os dados analisados para este manancial revelaram uma condição de elevado estado de eutrofização, tanto pelas espécies potencialmente tóxicas registradas, como também pelo grau de trofia, representado pelo IET. Este comprometimento das águas tornaria esse reservatório impróprio ao abastecimento público, tendo em vista o elevado custo no tratamento, além de problemas que os usuários desta água teriam pelo seu consumo, no caso do tratamento não ser adequado. Atualmente as águas de um braço desse reservatório (braço Taquacetuba) são bombeadas para o reservatório Guarapiranga como contribuição adicional ao abastecimento da região metropolitana, sendo o custo do tratamento dessas águas mais elevado, tendo em vista a má qualidade das mesmas.

O reservatório Itapararanga apresentou qualidade *regular* na maioria dos meses de amostragem na avaliação do IVA e, para uma época de amostragem, com a comunidade fitoplanctônica. A comunidade analisada revelou tendências à eutrofização, tendo em vista a composição das espécies presentes. Assim, há um comprometimento de suas águas, pelas espécies registradas serem potencialmente tóxicas, mesmo em baixas densidades, havendo necessidade de maior atenção no uso de suas águas para abastecimento público. Esta avaliação parece corroborar os dados levantados por GARCIA *et al.* (1999), em que se verificou que este reservatório recebe impactos ambientais de loteamentos, condomínios, clubes de lazer e agropecuária, e teria tendência à piora da qualidade da água.

O reservatório Atibainha mostrou-se com qualidade das águas *regular* em dois períodos de amostragem, tanto através do IVA como da comunidade fitoplanctônica, apresentando espécies picoplantônicas pertencentes ao grupo das cianofíceas. Entretanto, a maioria destas espécies ocorreu em baixas densidades e ainda não foram registradas como tóxicas, apesar de AZEVEDO (comunicação pessoal) afirmar que o grupo das cianofíceas como um todo é considerado como potencialmente

tóxico. Este corpo d'água também requer atenção quanto ao uso para abastecimento público e utilização para recreação. Estudos realizados na região revelam que o reservatório começou a sofrer impactos ambientais decorrentes do aumento populacional no seu entorno, além de alguns proprietários que permaneceram às margens do reservatório terem transformado o local em atração turística, aumentando o fluxo de pessoas. Assim, a vegetação natural cedeu em parte lugar a jardins, gramados e áreas de lazer.

Os reservatórios Cachoeira e Ponte Nova apresentaram, neste estudo, qualidade *ótima e boa* da água, segundo o índice da comunidade fitoplanctônica com o IET e, segundo o IVA, *ótima*, com exceção do mês de junho (inverno), em que o reservatório de Ponte Nova apresentou qualidade *regular*, requerendo uma atenção tanto para os episódios de floração de organismos pertencentes ao grupo dos flagelados como também por apresentar indícios de toxicidade. O reservatório Cachoeira apresentou espécies picoplanctônicas pertencentes ao grupo das cianofíceas e sua composição foi muito similar ao reservatório Atibainha; entretanto, este reservatório não apresentou problemas de toxicidade, e as densidades das cianofíceas foram mais baixas.

O tratamento estatístico utilizado revelou-se como boa ferramenta na interpretação dos resultados. CHARLES *et al.* (1994) recomendam como a melhor técnica para avaliação de gradientes ambientais a análise multivariada sendo a análise de correspondência canônica (CCA) recomendada para se investigar a relação entre a comunidade e as variáveis associadas. A USEPA (1998) também recomenda várias técnicas estatísticas para o tratamento dos dados, entre elas as análises de componentes principais (PCA) e de correspondência canônica (CCA).

As análises canônicas aplicadas neste estudo, tanto CA, como PCA e CCA, revelaram ordenação bem definida com relação ao grau de trofia dos reservatórios, ficando apenas o reservatório Itupararanga em nível intermediário quanto ao seu grau de comprometimento, apresentando características oligotróficas segundo parâmetros físico-químicos e tendências à eutrofização, evidenciadas através da comunidade fitoplanctônica pela abundância do grupo das cianofíceas.

Desta forma, a comunidade fitoplanctônica mostrou-se eficiente na avaliação da qualidade da água e um elemento importante para o biomonitoramento de reservatórios.

6. PROPOSTA DE PROTOCOLO PARA BIOMONITORAMENTO

O estudo realizado permitiu elaborar um protocolo para biomonitoramento de reservatórios, considerando as variáveis que se revelaram mais representativas, e a utilização de índices de fácil visualização, para divulgação junto à comunidade, tanto científica como não especializada, mas que tem interesse em indicadores que permitam facilitar o gerenciamento dos recursos hídricos.

Com base na literatura pesquisada e em experiência pessoal (análises rotineiras de fitoplâncton em rios, reservatórios e lagos, além da elaboração de relatórios técnicos) pôde-se apresentar uma proposta de *Protocolo para Biomonitoramento*.

A seguir, são apresentados os requisitos para que se proceda ao biomonitoramento, utilizando a comunidade fitoplanctônica como indicador; por último, um quadro com o resumo desses requisitos, ou seja, o protocolo propriamente dito.

- 1. Habitat** – as comunidades fitoplanctônicas são mais bem representadas em regiões limnéticas, tendo em vista que na zona litoral existe forte influência de espécies pertencentes à comunidade perifítica, quer seja por comunidades flutuantes ou que estão presas a substrato rochoso que podem se deslocar e ser encontradas no plâncton. Além disso, a ação de ventos também interfere na comunidade fitoplanctônica.
- 2. Período e frequência de amostragem** – o esquema de coleta para estudo da comunidade fitoplanctônica em programas de biomonitoramento é muito discutido, tendo em vista a variabilidade e crescimento desta comunidade. Vários protocolos recomendam coletas mensais dessa comunidade; entretanto, tendo em vista a quantidade de reservatórios existentes, a comunidade pode ser bem representada através de pelo menos quatro coletas, durante o período de um ano. Assim, recomenda-se pelo menos duas coletas no período seco e duas coletas no período chuvoso.
- 3. Tipo e frequência de amostragem** – a amostragem ideal para programas de biomonitoramento deverá ter no mínimo três réplicas, que poderão ser integradas a fim de tornar o trabalho mais rápido e reduzir o custo, podendo também ser integrada a amostragem na coluna d'água, tendo em vista a migração de

determinados organismos, como as cianofíceas, que possuem aerótopos, e alguns flagelados. Assim, recomenda-se coletas na superfície, profundidade intermediária e próxima ao fundo, com a garrafa de van Dorn.

- 4. Preservantes** – para a realização da análise da comunidade fitoplanctônica, é necessário preservar a amostra. Os preservantes mais utilizados são o formol (solução de formalina 40% neutralizada) utilizado mais comumente em análises qualitativas e o lugol (solução de iodeto de potássio e iodo ressublimado) recomendado para análises quantitativas e identificação de flagelados. Para o formol, recomenda-se adicionar a solução na amostra até uma concentração final de 2%, e para o lugol, 1mL para um litro de amostra.
- 5. Taxonomia** – em programas de biomonitoramento a identificação dos organismos fitoplanctônicos pode ser em nível de grandes grupos, com diferenciação de ordem e família. Entretanto, quando o grupo das cianofíceas for dominante, será necessária a identificação em nível de espécie, tendo em vista a problemática deste grupo quanto à qualidade da água para abastecimento público.
- 6. Índices** – os índices de qualidade de água recomendados são o *IVA - Índice de Qualidade de Água para Proteção da Vida Aquática* (indicadores de qualidade essenciais – pH, OD e toxicidade, e substâncias tóxicas – metais, fenóis e surfactantes) e o *Índice de Comunidade Fitoplanctônica* (grupo dominante + densidade total + IET).
- 7. Variáveis associadas** – as comunidades fitoplanctônicas de ambientes lênticos dependem diretamente de variáveis físicas, químicas e microbiológicas, como transparência, nutrientes, oxigênio dissolvido, temperatura, profundidade, condutividade e coliformes totais.

*Procedimentos metodológicos para o biomonitoramento em reservatórios
utilizando fitoplâncton*

	FITOPLÂNCTON
Habitat	Região limnética.
Período de amostragem	Mínimo de um ano
Frequência de amostragem	Duas amostragens no período chuvoso (dezembro/março) e duas amostragens no período seco (junho/setembro)
Tipo de amostragem	Integrada – composição das réplicas e da coluna d'água (superfície, meio, fundo)
Equipamento de coleta	Garrafa de van Dorn
Preservante	Formalina 40% neutralizada, com concentração final de 2% ou solução de lugol (iodo ressublimado e iodeto de potássio)
Taxonomia	Identificação de grandes grupos como clorofíceas, cianofíceas, diatomáceas, fitoflagelados e dinoflagelados, até nível de ordem e família. No caso de dominar o grupo das cianofíceas é necessária a identificação em nível de espécie
Índices	IVA + Índice de Fitoplâncton com IET
Variáveis associadas	Profundidade, transparência, pH, OD, nutrientes (P total e N), clorofila- <i>a</i> , condutividade e coliformes totais

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Com base no trabalho desenvolvido, pode-se definir alguns pontos básicos, que permitiram apresentar a comunidade fitoplanctônica como valioso instrumento para biomonitoramento de reservatórios, considerando-se especialmente a crescente escassez dos recursos hídricos, em função do crescimento populacional. Com isso, foram obtidas algumas conclusões, e propostas algumas recomendações, a seguir relatadas.

Conclusões

- Os reservatórios foram classificados em diferentes graus de trofia, através da comunidade fitoplanctônica e variáveis correlacionadas; os índices e a análise de agrupamento, aplicados neste estudo, também permitiram classificá-los quanto ao grau de trofia.
- As principais interferências na qualidade da água dos reservatórios dependem de fatores climáticos, da operação e, principalmente, das atividades antrópicas nas bacias.
- O reservatório de Pirapora revelou-se como o mais comprometido em termos de qualidade da água, tanto com relação aos aspectos biológicos quanto à contaminação orgânica e inorgânica.
- O reservatório Billings mostrou-se comprometido em termos de eutrofização, principalmente com relação à comunidade fitoplanctônica, em que foi observada predominância de algas potencialmente tóxicas.
- O reservatório Itupararanga, apesar de estar em área de proteção ambiental, aparenta tendências à eutrofização, registrando presença de algas potencialmente tóxicas, embora em baixa densidade.
- O reservatório Atibainha mostrou-se de boa qualidade, tanto para a comunidade fitoplanctônica como para os outros parâmetros; porém, em certos períodos, foram observados indícios de contaminação.
- O reservatório Ponte Nova mostrou-se de boa qualidade, porém a comunidade

fitoplanctônica revelou tendências a futuros problemas com relação à qualidade das águas, ocorrendo episódios de floração de algas pertencentes ao grupo das clorofíceas.

- O reservatório Cachoeira revelou ser o reservatório de melhor qualidade das águas, considerando tanto a comunidade fitoplanctônica como as outras variáveis ambientais.
- O grupo das cianofíceas mostrou ser um bom indicador da qualidade da água, tendo em vista ser dominante em ambientes com elevado teor de nutrientes.
- O grupo das clorofíceas foi o que apresentou maior diversidade de espécies, podendo ser considerado, dependendo da ordem ou família, um bom indicador, sendo a ordem Chlorococcales indicadora de reservatórios mesotróficos e a ordem Volvocales, em algumas situações, de eutróficos a hipereutróficos; já as desmidiáceas parecem ser indicadoras de ambientes oligotróficos.
- As diatomáceas foram o grupo que apresentou menor ocorrência nos reservatórios estudados, com exceção dos reservatórios Billings e Itupararanga, nos quais esse grupo foi dominante, em épocas de estratificação.
- O grupo dos flagelados, representado principalmente pelas euglenofíceas, revelou-se bom indicador de má qualidade das águas, por ser o grupo mais freqüente no ambiente mais poluído, no caso, o reservatório Pirapora.
- O processo de eutrofização causou um aumento das densidades médias, bem como alteração nas composições fitoplanctônicas.
- Os índices tradicionais são boas ferramentas para caracterização ecológica e diagnóstico ambiental; porém, quando se trata de biomonitoramento, a aplicação do índice da comunidade fitoplanctônica com o IET pareceu ser mais condizente com a realidade do ambiente, sendo acrescentado o parâmetro fósforo para a avaliação integrada.

Recomendações

- O índice de comunidade de fitoplâncton revelou-se uma boa ferramenta a ser utilizada em biomonitoramento, porém deverá sempre ser utilizado em complementação ao índice de qualidade da água para proteção da vida aquática (IVA).
- A riqueza em estudos de avaliação de qualidade ambiental, deverá ser utilizada com cautela, pois, neste estudo, observou-se que, em ambientes impactados, o número de táxons foi tão alto quanto nos ambientes de melhor qualidade.
- Os programas de monitoramento devem seguir uma metodologia de custo e execução viáveis, uma vez que são extensos e permanentes. Isso implica, muitas vezes, na simplificação do grau de identificação dos organismos, o que traz perda de dados, mas, ao mesmo tempo, viabiliza a utilização mais ampla de um indicador que exige uma mão de obra especializada e um custo de análises que não pode ser excessivo.
- Para um programa de biomonitoramento, é necessário um mínimo de quatro coletas ao ano, tendo em vista a complexidade da comunidade fitoplanctônica.
- Em programas de biomonitoramento, a coleta de fitoplâncton deverá ser feita de forma estratificada (superfície, meio e fundo), podendo ser consposta em apenas uma amostra, para redução do custo dos programas.
- Há necessidade de desenvolvimento de mais pesquisas na área de biomonitoramento, tendo em vista os usos múltiplos dos reservatórios e a escassez de águas superficiais de boa qualidade no Estado de São Paulo, com levantamento de dados em outros reservatórios ou bacias.
- Desenvolvimento e implantação de um banco de dados, para compilação dos resultados obtidos.
- Há necessidade de treinamento de mais especialistas na identificação e contagem da comunidade fitoplanctônica para programas de biomonitoramento.
- Deve-se ampliar as pesquisas que envolvam revisões e validações de índices de qualidade da água, principalmente com enfoque biológico.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUDO, E.G. (Coord). *Guia de coleta e preservação de amostras de água*. São Paulo, CETESB, 1988, 150p.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. Modern approach to the classification systems of cyanophytes 3- Oscillatoriales. *Arch. Hydrobiol, Suppl. 80. Algological Studies*, 50/53:327-472, 1988.
- APHA, American Public Health Association; AWWA, American Water Works Association & WPCF, Water Pollution Control Federation. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed. Washington, D.C., 1992.
- APHA, American Public Health Association; AWWA, American Water Works Association & WPCF, Water Pollution Control Federation. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th ed. Washington, D.C., 1995.
- ARCIFA, M.S.; FROELICH, C.G. & GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F. Circulation patterns and their influence on physico-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol* 21 :1054-1059, 1981a.
- ARCIFA, M.S.; CARVALHO, M.A.J.; GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F.; SHIMIZU, G.Y. & CASTRO, R.M.C. Limnology of ten reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21:1048-1053, 1981b.
- AZEVEDO, M.T.P.; NOGUEIRA, N.C. & SANT'ANNA, C. L. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 8: Cyanophyceae. *Hoehnea* 23 (1): 1-38,1996.
- AZEVEDO, S.M.F.O.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W. & NAMIKOSHI, M. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, 6:261-265,1994.

- AZEVEDO, S.M.F.O. Toxinas de Cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública. *Medicina on line*, 1 n°3. <http://www.medonline.com.br/microcis.htm>, 1998.
- AZEVEDO, S.M.F.O. Cianobactérias tóxicas: Causas e Consequências para a Saúde Pública. *Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento*, 3:81-94,2001.
- BARNESE, L.E. & SCHELSKE, C.L. Effects of nitrogen, phosphorus and carbon enrichment on planktonic and periphytic algae in a softwater, oligotrophic lake in Florida, USA. *Hydrobiologia* 289:199-214, 1994.
- BERNHARDT, H. Control of reservoir water quality. In: HAHN, H.H. & R. KLUTE (Eds.). *Chemical Water and Wastewater Treatment*. Springer, Berlin. 1990.
- BEYRUTH, Z.; SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; CARVALHO, M.C. & PEREIRA, H.A.S.L. Toxic algae in freshwaters of São Paulo State. P. 53-64. In: CORDEIRO-MARINO, M.; AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C.L.; TOMITA, N.Y. & PLASTINO, E.M. *Algae and Environment: a general approach*. SBFic/CETESB. 1992.
- BEYRUTH, Z. *Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-1992. Aspectos Ecológicos, Sanitários e Subsídios para Reabilitação da Qualidade Ambiental*. São Paulo, 1996. Tese de Doutorado. Dep. Saúde Ambiental. Faculdade de Saúde Pública. USP, 191p.
- BICUDO, D.C.; TUCCI, A.; RAMIREZ R.J.J.; CARMO, C.F.; NOGUEIRA, N.M.C. & BICUDO, C.E.M. Escala de Amostragem e Variabilidade de Fatores Limnológicos em Reservatórios Eutrofizados: (Lago das Garças, São Paulo). In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDIBIO, 1999.
- BORICS, G.; GRIGORSZKY, I.; SZABO, S. & PADISAK, J. Phytoplankton associations in a small hypertrophic fishpond in East Hungary during a change from bottom-up to top-down control. *Hydrobiologia*, 424: 79-90, 2000.

- BOURKE, A.T.C.; HAWES, R.B.; NEILSON, A. & STALLMANN, N.D. An outbreak of hepatoenteritis (the Palm Island mystery disease) possibly caused by algal intoxication. *Toxicon* 3 (Suppl.):45-48,1983.
- BOURRELLY, P. *Les algues d'eau douce, initiation à la systématique*. Tome II: Les algues jaunes et brunes. Paris: N. Boubée & Cie., 1968.
- BOURRELLY, P. *Les algues d'eau douce, initiation à la systématique*. Tome III: *Les algues bleues et rouges. Les eugléniens, peridiniens et cryptomonadiens*. Paris: N. Boubée & Cie., 1970.
- BOURRELLY, P. *Les algues d'eau douce, initiation à la systématique*. Tome I: Les algues vertes. Paris: N. Boubée & Cie., 1972.
- BRANCO, S.M. *Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária*. 3ª ed. CETESB/ASCETESB,1986.
- BRANCO, C.W.C. *A comunidade Planctônica e a Qualidade da Água no Lago Paranoá*, Brasília, DF, Brasil, 1991. Tese de Mestrado. Dep. Ecologia da Universidade de Brasília. 279p.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente/CONAMA. Resolução nº 20. *Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional*. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília, 20p. 1986.
- BRASIL. Ministério da Saúde/FUNASA. Portaria nº 1469 de 29 de dezembro de 2000: *Normas de qualidade da água para consumo humano*. Brasília, 17p. 2000.
- BURNS, N.M.; RUTHERFORD, J.C. & CLAYTON, J.S. A monitoring and classification system for New Zealand lakes and reservoirs. <http://www.lake-watch.com/published-work/noelsnalmspaper.html>.2002.

- CALIJURI, M.C.; DEBERDT, G.L.B. & MINOTI, R.T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Salto Grande, p. 109-148. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDIBIO, 1999.
- CARLSON, R.E. A Trophic State Index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22, 361-369, 1977.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Determinação de fitoplâncton marinho: métodos qualitativo e quantitativo*. São Paulo, CETESB, Norma Técnica L5.302. São Paulo, 1978, 16p.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Informações Preliminares sobre os dados obtidos pela CETESB durante a Operação Saneamento*. S. Paulo, CETESB, 1983. Relatório Técnico, 49p.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Problemática de espumas e odores em Pirapora do Bom Jesus*. Trabalho apresentado no 13º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1985.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Determinação de pigmentos fotossintetizantes: clorofila-a, b e c e feofitina-a - Método de ensaio*. São Paulo, CETESB. Norma Técnica L5.306. São Paulo, 1990a. 19p.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Fitoplâncton de água doce: Métodos qualitativo e quantitativo - Método de ensaio*. São Paulo, CETESB. Norma Técnica L5.303. 1990b.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Avaliação da toxicidade crônica utilizando Ceriodaphnia dubia*. Richard 1894 (Cladóccera, Crustacea) - Método de Ensaio. São Paulo, CETESB, Norma Técnica L5.022. São Paulo, 1991. 25p.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Coliformes fecais – Determinação em amostras de água pela técnica de tubos múltiplos com meio AI – Método de ensaio*. São Paulo, CETESB, Norma Técnica L5.406. São

Paulo, 1992. 20p.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Efeito das regras operacionais do sistema Tietê Alto – Zona Metropolitana, no Tietê Médio Superior e no reservatório Billings*. São Paulo: Informe CETESB, 1993.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Relatório das Águas Interiores do Estado de São Paulo*, 1999. São Paulo, CETESB, 2000.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Relatório das Águas Interiores do Estado de São Paulo*, 2000. São Paulo, CETESB, 2001.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Estudo de melhoria dos atuais sistemas de avaliação da qualidade das águas superficiais das diferentes UGRHIs do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, no prelo. Relatório Técnico.

CHARLES, F.D.; SMOL, J.P. & ENGSTROM, D.R. Paleolimnological Approaches to Biological Monitoring. In: *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. LOEB, S.L. & SPACIE, A. (EDS.). CRC Press, Inc, 1994.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. 416p. E & FN Spon, London, 1999.

CODE Permanent: Environnement et Nuisances. Éditions législatives et administratives. Paris, França, Vol.1 e 2. 1784p. 1986.

COSTA, M.P. A ictiofauna como indicador da qualidade ambiental do Complexo Billings, São Paulo. 1998. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da USP, 134p.

- CROMBERG, G. & KOMÁREK, J. Planktic Cyanoprokaryotes found in South Swedish lakes during the XIIth International Symposium on Cyanophyte Research, 1992. *Algological Studies* 75: 323-352, 1994.
- DAEE, Departamento de Águas e Energia Elétrica, SIGRH - Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, 2001. www.sigrh.sp.gov.br/bancodedados/plu.htm.
- DE FELIPPO, R.; GOMES, E.L.; IENS-CESAR, J.; SOARES, C.B.P. & MENEZES, C.F.S. As Alterações na Qualidade da Água Durante o Enchimento do Reservatório de UHE Serra da Mesa – GO, p. 321-46. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDIBIO, 1999.
- DEBERDT, G.L.B. *Produção primária e caracterização da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande (Americana - SP) em duas épocas do ano*. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 1997.
- DESIKACHARY, T.V. *Cyanophyta*. University of Madras, Indian Council of Agricultural Research. New Delhi, 1959.
- DI BERNARDO, L. *Algas e suas Influências na Qualidade das Águas e nas Tecnologias de Tratamento*. Rio de Janeiro, ABES, 1995, 140p.
- DICKMAN, M. Some effects of lake renewal on phytoplankton productivity and species composition. *Limnol. Oceanogr.* 14:660-66, 1996.
- DOKULIL, M.T. & TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438: 1-12, 2000.
- DUTHIE, H.C. & HART, C.J. The Phytoplankton of the subarctic Canadian Great Lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 25:1-9, 1987.

- EDSON, J.J. & JONES, R.C. Spatial, temporal, and storm runoff-related variations in phytoplankton community structure in a small, suburban reservoir. *Hydrobiologia* 169:353-62, 1988.
- ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª ed. Editora Interciência. Rio de Janeiro. 1998, 602p.
- FIELD, J.G.; CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 8:37-52, 1982.
- FORNAROLLI-ANDRADE, L.; XAVIER, C.F. & BRUNKOW, R.E. A regional water quality assesment system for Parana State reservoirs, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 694-697, 1997.
- GARCIA, J.P.M.; FREITAS, N.P. & FILHO, N.L.S. Caracterização Geo-ambiental da Represa de Itupararanga. //IPE.ibrc.unesp.br/cbhsmt/projeto.html, 1999.
- GIANI, A. & FIGUEIREDO, C.C. Recorrência de Padrões Sazonais do Fitoplâncton num Reservatório Eutrófico (Reserv. Pampulha - M.G.), p. 531-50. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDIBIO, 1999.
- GHETTI, P.F. & RAVERA, O. European Perspective on Biological Monitoring. In: *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. STANFORD, L.L. & ANNE, S. (eds.). Lewis Publishers, 1994, 381p.
- HAPPEY-WOOD, C.M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C.D. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*, 1988.
- HUSZAR, V.L.M.; SAMPAIO, L.H.S. & ESTEVES, F.A. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Rev. Bras. Biol.* 50 (13) 585-598, 1990.
- HUSZAR, V.L.M.; SILVA, H.S.; MARINHO, M. & MELO, S. Phytoplankton

species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia* 369/370: 59-71, 1998.

INFANTE, A.G. *El plancton de las aguas continentales*. Série de Biologia, Monografia 33. EUA: OEA, 1988.

IRAURGUI, J.I.C. Marés Vermelhas. *Ciência Hoje*, 13(74): 52-60, 1991.

JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL, W.W.; AN, J.; CARDO, D.; COOKSON, S.T.; HOLMES, C.E.M.; ANTUNES, M.B.C.; MELO FILHO, D.A.; LYRA, T.M.; BARRETO, V.; AZEVEDO, S.M.F.O. & JARVIS, W.R. Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*, 36: 373-378, 1998.

JUREIDINI, P. *Ecologia e a Poluição na Represa de Barra Bonita no Estado de São Paulo*. Tese de mestrado apresentada ao Instituto Básico de Biologia Médica e Agrícola da Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, 1987.

KALFF, J.; KLING, H.J.; HOLMGREN, S.H. & WELCH, H.E. Phytoplankton growth and biomass cycles in an unpolluted and in a polluted polar lake. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 19:487-495, 1975.

KALFF, J. & KNOECHEL, R. Phytoplankton and their dynamic in oligotrophic and eutrophic lakes. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 9:475-495, 1978.

KOMÁREK, J. The morphology and taxonomy of crucigenioid algae (Scenedesmaceae, Chlorococcales). *Arch. Protistent*, v. 116, p 1-75, 1974.

KOMÁREK, J & FOTT, B. *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*. Vol 7 Part 1. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung Chlorococcales. Stuttgart: E. Schweizerbartsche, 1983.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes, 2- Chroococcales. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 73,

Algological Studies, 56: 247-345, 1986.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes 4- Nostocales. *Arch. Hydrobiol., Suppl. 83, Algological Studies*, 56:292-302, 1989.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota, 1- Teil: Chroococcales. In: ETTL, H.; GARTNER, G.; HEYNIG, H. & MIDLENHAWER, D. (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19:1-545. Gustav Fischer, Stuttgart, 1999.

KOMÁREK, J. & KLING, H. Variation in six planktonic cyanophyte genera in Lake Victoria (East Africa). *Algological Studies*, 61:21-45, 1991.

KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J. & ELORANTA, P. Planktic blue-green algae (cyanophyta) from Central Finland (Jyväskylä region) with special reference to the genus *Anabaena*. *Algological Studies*, 67:103-133, 1992.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. *Bacillariophyceae, 1. Naviculaceae*: In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D. (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart, Gustav Fischer. Verlag. Vol. 2 (1), 876 p., 1986.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. *Bacillariophyceae: Achanthaceae, Kritisch Ergänzungen Zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Gesamtliteraturverzeichnis*. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D. (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart, Gustav Fischer, Vol. 2 (4), 437p., 1991.

KUHLMANN, M.L.; TRUZZI, A.C.; LAMPARELLI, M.C. & FORNASARO, G.J. *A fauna bentônica do Complexo Billings (SP)*. São Paulo, CETESB. Relatório Técnico, 1997, 60p.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOCO, D.; AZEVEDO, S.M.F.O. & OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the

freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* isolated from Brazil. *Toxicon* 37:1359-1373, 1999.

LAMPARELLI, M.C.; KUHLMANN, M.L.; CARVALHO, M.C.; SALVADOR, M.E.P.; SOUZA, R.C. & BOTELHO, M.J.C. *Avaliação do Complexo Billings: comunidades aquáticas, água e sedimento (out/92 a out/93)*. São Paulo, CETESB: Relatório Técnico, 1996a, 53p.

LAMPARELLI, M.C.; SALVADOR, M.E.P.; BOTELHO, M.J.C.; CARVALHO, M.C.; SOUZA, R.C.R. & TRUZZI, A.C. *Comunidade planctônica e clorofila-a do Complexo Billings (out/92 a out/93)*. S. Paulo, CETESB: Relatório Técnico, 1996b, 61p.

LEE, G.F.; JONES, R.A. & RAST, W. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication: related water quality. *Water Res.*, 16:503-15, 1981.

LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. *Numerical Ecology*. Amsterdam, Elsevier. 1983, 419p.

LEMOS, M.M.G.; BEYRUTH, Z. & CARVALHO, M.C. Aspectos do fitoplâncton da represa nova do Horto de Sumaré, SP, 1988/91. *Rev. DAE - SABESP*, 174:1-9, 1993.

LEWINSOHN, T.M. & PRADO, P.I.K.L. O Uso de Análises Multivariadas Ecológicas em Estudos Ambientais Interdisciplinares, www.nepam.unicamp.br/publicações/material, julho/2002.

LOBO, E. & LEIGHTON, G. Estruturas comunitárias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar. Valparaiso*, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LOEB, S.L. An ecological context for biological monitoring. In: LOEB, S.L. & SPACIE, A. (eds), *Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems*. Boca Raton,

- Lewis, p. 3-7, 1994.
- LORENZETTI, M.L.; HACHICH, E.M. & FURLAN-MAGRI, E.V. Environmental impacts disclosed by toxicity tests in Billings Reservoir. *XXVI Congress of International Association of Theoretical and Applied Limnology. Abstracts*, p. 44, 1995.
- LORENZETTI, M.L. *A Utilização de Análises Ecotoxicológicas no Aprimoramento da Avaliação da Qualidade da Água: Aplicação do IVA - Índice de Qualidade da Água para a Proteção da Vida Aquática*. São Paulo, Tese de Doutorado apresentada à Faculdade de Saúde Pública da USP, 2002, 67p.
- MAGURAM, A.E. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, 1988.
- MARGALEF, R. *Ecologia*. Ed. Omega. Barcelona, 1981.
- MARGALEF, R. *Limnologia*, Ed. Omega. Barcelona, 1983.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de Zooplâncton em Represas do Brasil. In: HENRY, R. (ed). *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP/FUNDIBIO, p. 39-54, 1999.
- NAVAS-PEREIRA, D. Eutrofização e Floração de Fitoplâncton Marinho. *Ambiente*, vol. 8(1):38-48,1994.
- NIMMER, E. Clima. In: IBGE. *Geografia do Brasil*, p. 51-89, 1977.
- NOGUEIRA, N.M.C. *Dinâmica populacional de Microcystis aeruginosa Kützing (Cyanophyta/Cyanobacteria ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil*. Rio Claro. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de São Paulo. 1997, 109p.
- NOGUEIRA, N.M.C & RAMIREZ, R.J.J. Variação mensal da condição trófica do lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 10(2) :21-34, 1998.

- ODUM, E.P. *Fundamentals of Ecology*, 3^a ed. Philadelphia, W.B. Saunders Co, 1971, 574p.
- ODUM, E. P. *Ecologia*. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro. 1988, 434p.
- OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Paris. OECD, 1982.
- OLIVER, R.L. & GANF, G.G. Freshwater blooms. In: WHITTON, B.A. & POTTS, M. *The Ecology of Cyanobacteria - Their Diversity in Time and Space*. Kluwer Academic Publishers, p. 149-194, 2000.
- OLSÉN, P. & WILLÉN, E. Phytoplankton response to sewage reduction in Vättern, a large oligotrophic lake in Central Sweden. *Arch. Hydrobiol.* 89:171-188, 1980.
- PADISAK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 107, *Monogr. Stud.*: 563-593, Stuttgart, 1997.
- PADISAK, J. Phytoplankton composition biodiversity and a pilot survey of toxic cyanoprokaryotas in a large cascading reservoir system (Tietê basin, Brazil). *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 27:2734-2742, 2000.
- PALMER, C.M. *Algae and water pollution: the identification, significance, and control of algae in water supplies and in polluted water*. Castle House Publications Ltd., 1980.
- PATRICK, R. & PALAVAGE, D. The value of species as Indicators of Water Quality. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 145:55-92, 1994.

- PELÁEZ-RODRIGUEZ, M.; PERET, A.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. Análise da Qualidade da Água e Aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) em duas Sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.R.B.; ROCHA, O.; BOHER, M.B.C. & NETO, A.L.O. *Ecotoxicologia - Perspectivas para o Século XXI*. Rima Editora, 2000.
- PETROVA, N.A. The Phytoplankton of Ladoga and Onega lakes and its recent successional changes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 25:11-18, 1987.
- PETTERSON, K.; HERLITZ, E. & ISTVAOVICS, V. The role of *Gloeotrichia echinulata* in transfer of phosphorus from sediments to water in Lake Erken. *Hydrobiologia.* 253:123-9, 1993.
- PHILLIPOSE, M.T. *Chlorococcales*. New Delhi. Indian Council of Agricultural Research, 1967.
- PIELOU, E.C. *Ecological diversity*. Wiley & Sons Inc., New York, 1975.
- PINTO-COELHO, R.M. & GIANI, A. Variações sazonais do fitoplâncton e fatores físico-químicos da água no reservatório do Paranoá, Brasília, DF. *Ciência e Cultura*, 37 (12):2000-2006, 1985.
- PINTO-COELHO, R.M.; COELHO, M.M.; ESPIRITO-SANTO, M.M. & CORNELISSEN, T.G. Efeitos da Eutrofização na Estrutura da Comunidade Planctônica na Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, MG. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDIBIO, 1999.
- POURIA, S.; ANDRADE, A.; BARBOSA, J.; CAVALCANTI, R.L.; BARRETO, V.; WARD, C.J.; PREISER, W.; POON, G.K.; NEIL, D. & CODD, G.A. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet* 352: 21-26, 1998.

- PRESCOTT, G.W. *Algae of the Western Great Lakes Area*. Dubuque (Iowa): W.M.C. Brown Company Publ., 1962.
- PRIDDLE, J. & HAPPEY-WOOD, C.M. Significance of small species of chlorophyta in freshwater phytoplankton communities with special reference to five Welsh Lakes. *J. Ecol.* 71:793-810, 1983.
- QUEIROZ, I.R.; AZEVEDO, F.A. & KUNO, R. Toxinas de dinoflagelados causadores do fenomeno de maré vermelha. *Revista DAE*, 44(136):51-56, 1984.
- RAMIREZ, J.J. Limnologia de Represas de Altitude em Colombia com enfasis en los embalses La Fé y El Penol, p. 77-108. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDIBIO, 1999.
- RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. GM Rand and SR Petrocelli (eds). Hemisphere Publishing Corporation, Washington. 1985. 666p.
- REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J.G. *Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação*. Escrituras Editora, 1999, 717p.
- REDFIELD, A.C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46: 205-21, 1958.
- REYNOLDS, C.S. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, 1984, 384p.
- REYNOLDS, C.S. Community organization in the freshwater plankton. In: GEE, J.H.R. & GILLER, P.S. (Eds) *Organization of communities, past and present. The 27th. Symposium of the British Ecological Society*. Aberry St. With, 1986. Blackwell Scientific Publ. Oxford, 1987.
- ROCHA, A.A. *A ecologia, os aspectos sanitários e de Saúde Pública da represa*

Billings na região Metropolitana de São Paulo. Tese de Livre Docência. Faculdade de Saúde Pública da USP, 1984, 166p.

ROCHA, A.A. Algae as biological indicators of water pollution, p. 34-52. In: CORDEIRO- MARINO, M.; AZEVEDO, M.T.P.; SANT'ANNA, C.L.; TOMITA, N.Y. & PLASTINO, E.M. (eds). *Algae and Environment: a general approach*. SBFic/CETESB. 1992.

ROJO, C. & ALVAREZ-COBELAS, M. Taxonomy and ecology of phytoplankton in a hypertrophic, gravel-pit lake, 2: Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae. *Nova Hedwigia*, 57:47-63, 1993.

ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, Chapman & Hall. 1993, 488 p.

ROSET, J.; AGUAYO, S. & MUÑOZ, M.J. Detection de cianobactérias y sus toxinas: una revisión. *Rev. Toxicol.* 18: 65-71, 2001.

SALAS, H. & MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Wat. Res.* Vol.25 (3):341-350, 1991.

SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, 71(3-4):359-385. Stuttgart, 2000.

SÃO PAULO, Governo do Estado de São Paulo. Decreto Estadual nº 8468/76. São Paulo: DOE, 08/09/76. 1976.

SÃO PAULO, Governo do Estado de São Paulo. Constituição Estadual de São Paulo, Resolução Conjunta SMA-SES nº 03/92, Artigo 46, de 04/09/92.

SÃO PAULO, Governo do Estado de São Paulo. Resolução SMA nº 65, de 13/08/1998. Publicado no DOE em 14/08/1998, p.27, 1998.

- SCHROEDER-ARAÚJO, L.T. *Alimentação dos peixes da Represa de Ponte Nova, Alto Tietê*. São Paulo. Dissertação de mestrado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 1980, 88p.
- SENNA, P.A.C. & MAGRIM, A.G.F. A importância da “Boa” identificação dos organismos fitoplanctônicos para estudos ecológicos. In: POMPEO, M.L. *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. Ed. Verão, 1999.
- SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 24:38-54, 1990.
- SLÁDECEK, V. System of water quality from biological point of view. *Arch. Hydrobiol.*, 7:1-218, 1973.
- SMITH, V.H. Phytoplankton response to eutrophication in inland waters. In: AKATUSKA, I. (Ed.) *Introduction to Applied Phycology*. STP Academic Publ. The Hague, Netherlands, 1990.
- SMITH, W.S. & PETRERE, M. Peixes em represas: o caso de Itapararanga. *Ciência Hoje*, 29 (170):74-77, 2001.
- SMA, Secretaria do Meio Ambiente. *Entre Serras e Águas - Plano de Desenvolvimento Sustentável para a Área de Influência da Duplicação da Rodovia Fernão Dias*. Caderno de Subsídios n. 04 - Relatórios de Qualidade Ambiental, Ano 01, nº 04, 1998, 128p.
- SOMMER, U.; PADISÁK, J.; REYNOLDS, C.S. & JUHÁSZ-NAGY, P. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 249:1-7, 1993.
- SOUZA, R.C.R.; CARVALHO, M.C. & TRUZZI, A.C. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolloszynska) Seenayya et Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and contribution to the knowledge of Rio Pequeno Arm, Billings reservoir, Brazil. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 13: 73-81, 1998.

- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. & DUNCAN, A. *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht, Kluwe Academic Publishers, 1993, 292p.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J.G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol. 9: Gerenciamento da Qualidade de Represas. São Carlos: ILEC/IEE, 2000.
- TER BRAAK, C.J.F. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis and redundancy analysis (version 3.10). Wageningen, ITI-TNO, 1990.
- THOMAZ, S.M. Considerações sobre monitoramento da qualidade da água em reservatórios. In: *Workshop sobre Gestão de Reservatórios Hidrelétricos: Monitoramento e Avaliação da Qualidade Ambiental das Águas em Reservatórios*, 1998, Salto Grande. São Paulo: CESP, p.13-24, 2000.
- THOMPSON, P.A & RHEE, G.Y. Phytoplankton responses to eutrophication. In: RAI, L.C. & GAUR, J.P. (eds). *Algae and water pollution. Archiv fur hydrobiol.*, 42:125-166, 1994.
- THORNTON, K.W.; KIMMEL, L.B. & FONEST, E.P. *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York, John Wiley, 1990, 246p.
- TOLEDO Jr., A.P.; CHINEZ, S.J. & AGUDO, E.G. *Estudo de eutrofização do Reservatório de Ponte Nova*. XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Fortaleza, CE, 1981.
- TOLEDO Jr., A.P.; CHINEZ, S.J. & AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, SC, 1983, 57p.
- TOLEDO Jr., A.P. *Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para a avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais*. S. Paulo, CETESB. Relatório Técnico, 1990, 11p.

- TORGAN, L.C. Florações de Algas: Composição, Causas e Consequências. *Insula*, Florianópolis, 19:15-34,1989.
- TOTH, L.G. & PADISAK, J. Meteorological factors affecting the blooms of *Anabaenopsis raciborskii* Woloszinska (Cyanophyta: Hormogonales) in the shallow lake Balaton, Hungary. *Journal of Plankton Research*, 8 (2) :353-363, 1986.
- TUCCI, A. *Sucessão da Comunidade Fitoplanctônica de um Reservatório Urbano e Eutrófico, São Paulo, SP, Brasil*. Tese de Doutorado em Botânica, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP. 2002, 274p.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O. & HINO, K. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J.G. (ed.). *Limnologia e manejo de represas*, v. 1, Tomo 1, Série Monografias em Limnologia. São Paulo: USP/EESC, p. 165-209, 1988.
- TUNDISI, J.G. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Rev. Bras. Biol.*, 50 (4) :937-955, 1990.
- TUNDISI, J.G. A importância do controle limnológico para o abastecimento de água. In: *Seminário Internacional sobre Eutrofização e Abastecimento de Água*, 25 a 29 de maio, 1991.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & CALJURI, M.C. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. & DUNCAN (eds), *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, Kluwer Academic Publishers, p. 25-55, 1993.
- TUNDISI, J.G. Reservatórios como Sistemas Complexos: Teoria, Aplicações e Perspectivas para Usos Múltiplos. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FAPESP-FUNDIBIO, 1999.

- UNEP-IETC. *Planejamento e Gerenciamento de lagos e represas: uma abordagem integrada ao problema de eutrofização*. Ed. RiMA, 2001, 385p.
- USEPA, United States Environment Protection Agency. *Water Quality Criteria Summary (Poster)*. Office of Science and Technology, Health and Ecological Criteria Division. Ecological Risk Assessment Branch (WH-550-D). Washington, DC, May, 1991.
- USEPA, United States Environment Protection Agency. *Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document*. Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Office of Science and Technology, Office of Water. Washington, DC, August, 1998.
- VIEIRA, J.M.S. *Toxicidade de cianobactérias e concentração de microcistinas em uma represa de abastecimento público da região amazônica do Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto de Ciências Biomédicas, 2002.
- WARREN, C.E. *Biology and water pollution control*. W.B. Saunders Company, Philadelphia, 1971, 434p.
- WATSON, S.B.; MacCAULEY, E. & DOWNING, J.A. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of different nutrient status. *Limnol. Oceanogr.* 42: 487-95, 1997.
- WEBER, C.I. *A guide to the common diatoms of water pollution surveillance system station*. Ohio: USEPA, Nat. Environ. Res. Center, 1971.
- WETZEL, R.G. *Limnologia*. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian. 2ª ed., 1993.
- XAVIER, M.; MONTEIRO Jr., A.J. & FUJIARA, L.P. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VII - Fitoplâncton. *B. Inst. Pesca*, 12 (1) :145-243, 1985.
- YOO, R.S.; CARMICHAEL, W.W.; HOEHN, R.C. & HRUDEY, S.E.

Cyanobacterial (Blue-Green algal) toxins: a resource guide. American Water Works Association Research Foundation. Denver, Colorado, USA, 1995.

ZAGATTO, P.A.; LORENZETTI, M.L.; PEREZ, L.S.N.; MENEGON Jr., N. & BURATINI, S.V. Proposal for a new water quality index. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 2449-2451, 1998.

ZAGATTO, P.A.; ARAGÃO, M.A.; CARVALHO, M.C. & SOUZA, R.C.R. *Manual de Orientação em Casos de Florações de Algas Tóxicas: um Problema Ambiental e de Saúde Pública*. CETESB, 1997.

ZALEWSKI, M.; LOTKOWSKA-WAGNER, I. & TARCZYNSKA, M. Ecohydrological approaches to the elimination of toxic algal blooms in a lowland reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27 :3176-3183, 2000.

ZAR, J.H. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, 1984, 719p.

ZIMMER, R. (coord.) *Biomonitoring in the water environment*. Special Publication, Task Force on Biomonitoring in the Water Environment. Water Quality and Ecology Subcommittee of the Technical Practice Committee, Water Environment Federation, USA, 1997.

Anexo A. - COMPOSIÇÃO FITOPLANCTÔNICA NOS SEIS RESERVATÓRIOS

	AT	BL	CA	IT	PI	PN
CYANOPHYCEAE - CHROOCOCCALES						
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. & G.S. West	X	X	X	X	X	X
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. & G.S. West	X	X	X	X		X
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek			X			
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström				X	X	
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	X	X		X		
<i>Aphanocapsa planctonica</i> (G.M. Smith) Komárek et Anagnostidis		X		X		
<i>Aphanocapsa pulchra</i> (Kützing) Rabenhorst			X			
<i>Aphanocapsa</i> sp.		X				
<i>Aphanothece</i> cf. <i>conglomerata</i> Rich	X					
<i>Aphanothece pallida</i> (Kützing) Rabenhorst			X			
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková - Legnerová & Cronberg	X					X
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann		X		X		X
<i>Chroococcus distans</i> (G.M. Smith) Komárková & Cronberg				X		
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemmermann	X	X				
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann			X			
<i>Chroococcus minor</i> (Kützing) Nägeli	X					
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	X	X	X		X	
<i>Chroococcus</i> sp.		X		X	X	X
<i>Coelosphaerium evidente-marginatum</i> Azevedo & Sant'anna		X				
<i>Coelosphaerium</i> sp.	X	X				
<i>Cyanodictyon iac</i> Cronberg & Komárek	X		X	X	X	X
<i>Cyanodictyon tubiforme</i> Cronberg	X			X		
<i>Cyanodictyon</i> sp.		X		X		
<i>Cyanosarcina</i> sp.					X	
<i>Merismopedia marsonii</i> Lemmermann	X	X		X		X
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann		X	X	X	X	
<i>Merismopedia</i> cf. <i>trolleri</i> Bachmann		X				
<i>Merismopedia</i> sp.					X	
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	X	X	X	X		X
<i>Microcystis</i> cf. <i>botrys</i> Teiling		X		X		
<i>Microcystis</i> cf. <i>flos-aquae</i> (Wittrock) Kirchner				X		X
<i>Microcystis</i> cf. <i>natans</i> Lemmermann ex Skuja						X
<i>Microcystis novacekii</i> (Komárek) Compère		X		X		
<i>Microcystis panniformis</i> Komárek		X		X		
<i>Microcystis</i> cf. <i>smithii</i> Komárek & Anagnostidis			X	X		
<i>Microcystis protocystis</i> Crow		X				
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek in Kondrateva			X		X	X
<i>Microcystis</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Microcystis</i> sp.1						X
<i>Microcystis</i> sp.2						X
<i>Mixobaktron</i> sp.	X	X	X			
<i>Radiocystis fernandoi</i> Komárek & Komárková-Legnerová		X	X	X		X
<i>Radiocystis geminata</i> Skuja	X					
<i>Rhabdoderma lineare</i> Schmidle & Lauterborn						X
<i>Rhabdoderma sigmoidea</i> var. <i>minor</i> Carter						X
<i>Rhabdogloea</i> sp.			X			
<i>Synechococcus elongatus</i> (Nägeli) Nägeli		X				
<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim) Komárek-Bourrely	X	X	X	X	X	X
<i>Synechococcus</i> sp.	X		X	X	X	X

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	X	X	X	X	X	X
<i>Synechocystis</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Woronichinia</i> cf. <i>elorantae</i> Komárek et Komarková		X				
<i>Woronichinia</i> sp.		X		X		

CYANOPHYCEAE - NOSTOCALES

<i>Anabaena circinalis</i> Rabenh. ex. Born. et Flah.				X		
<i>Anabaena planctonica</i> Brunthaler	X			X		
<i>Anabaena</i> cf. <i>constricta</i> (Lemmermann.) Komárek-Legnerová et Cronberg				X		
<i>Anabaena crassa</i> (Lemmermann.) Komárek- Legnerová & Cronberg				X		
<i>Anabaena</i> cf. <i>flos-aquae</i> Brébisson ex. Born. et. Flah.				X		
<i>Anabaena solitaria</i> Klebahn	X	X	X	X		
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn				X		
<i>Anabaena</i> cf. <i>viguieri</i> Denis et Fremy				X		
<i>Anabaena</i> sp.		X	X	X	X	X
<i>Aphanizomenon</i> cf. <i>gracile</i> (Lemmermann) Lemmermann		X		X		
<i>Aphanizomenon</i> sp1		X				
<i>Aphanizomenon</i> sp.2		X				
<i>Aphanizomenon</i> sp.				X		X
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya et Subba-Raju		X		X		X
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja (Cronberg)		X				

CYANOPHYCEAE - OSCILLATORIALES

<i>Geitlerinema splendidum</i> (Grev. ex. Gon.) Anagn.			X			
<i>Geitlerinema</i> sp.					X	
<i>Geitlerinema</i> cf. <i>acus</i> (Copel). Anagn.				X		
<i>Jaaginema quadripunctulatum</i> (Brühl et Biswas) Anagnostidis & Komárek	X					
<i>Leptolyngbya tenuis</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek				X		
<i>Leptolyngbya</i> sp.	X				X	
<i>Limnothrix planctonica</i> Woloszynska		X	X	X	X	X
<i>Limnothrix</i> sp.			X		X	X
<i>Lyngbia hieronymusii</i> Lemmermann						X
<i>Lyngbya</i> sp.				X		
Oscillatoriaceae					X	
<i>Oscillatoria</i> sp.						X
<i>Oscillatoria</i> sp.1					X	
<i>Oscillatoria</i> sp.2					X	
<i>Oscillatoria</i> sp.3					X	
<i>Oscillatoria</i> sp.4					X	
<i>Phormidium</i> cf. <i>chalybeum</i> Mert. Ex. Gomont						X
<i>Phormidium</i> cf. <i>ionicum</i> Skuja			X			
<i>Phormidium</i> cf. <i>tenuis</i> Anagnostidis ex Gomont				X		
<i>Phormidium</i> sp.	X	X		X	X	X
<i>Phormidium</i> sp.1					X	
<i>Phormidium</i> sp.2					X	
<i>Phormidium</i> sp.3					X	
<i>Phormidium</i> sp.4					X	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárek. & Cronberg	X					
<i>Planktolyngbya</i> sp.			X		X	
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek				X	X	
<i>Planktothrix mougeotii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek		X			X	
<i>Planktothrix</i> sp.					X	

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborni					X	X
<i>Pseudanabaena cf. galeata</i> Böcher		X		X	X	
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Huber-Pestalozzi & Naumann) Bourrely	X	X		X	X	
<i>Pseudanabaena moniliformis</i> Komárek & Kling	X					
<i>Pseudanabaena</i> sp.				X	X	X
<i>Romeria okensis</i> (Meyer) Hindák				X		
<i>Romeria</i> sp.					X	
<i>Spirulina</i> sp.					X	
<i>Tychonema</i> sp.	X	X	X		X	

CHLOROPHYCEAE - CHLOROCOCCALES

<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair					X	
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim.			X		X	
<i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek				X		
<i>Ankistrodesmus bibrainus</i> (Reinsch) Korsikov	X	X	X	X	X	X
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	X		X	X		X
<i>Ankistrodesmus fasciculatus</i> (Lundberg) Komarková-Legnerová	X					
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	X	X	X	X	X	X
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch.) Korsikov					X	
<i>Ankistrodesmus tortus</i> Komarek & Marvan	X		X	X		X
<i>Ankistrodesmus</i> sp.			X			
<i>Ankyra ocellata</i> (Korsikov.) Fott	X					
<i>Ankyra cf. judayi</i> (G.M. Smith) Fott			X	X		
<i>Ankyra</i> sp.			X			
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	X	X	X	X	X	X
<i>Botryococcus protuberans</i> West & G. S. West	X	X	X	X		X
<i>Botryococcus terribilis</i> Komárek & Marvan	X	X	X	X		X
<i>Botryococcus</i> sp.	X			X		
<i>Chlorella miniata</i> (Nägeli) OLTM.						X
<i>Chlorella protothecoides</i> Krüg.					X	
<i>Chlorella</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Chlorella vulgaris</i> Berjerinck		X	X	X	X	X
<i>Chlorococcum cf. infisionum</i> (Schrank) Meneghini						X
<i>Chlorococcum cf. hypnosporum</i> Starr.	X					
<i>Chlorococcum</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Chlorolobium</i> sp.			X			
<i>Closteriospira lemanensis</i> Reverdin.	X		X			X
<i>Closteriopsis longissima</i> (Lemmermann) Lemmermann						X
<i>Closteriopsis</i> sp.	X	X		X	X	X
<i>Coccomyxa</i> sp.	X			X		
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris		X		X		
<i>Coelastrum cambricum</i> Archer						X
<i>Coelastrum cf. carpaticum</i> Hindak						X
<i>Coelastrum cornutum</i> Lemaire				X		
<i>Coelastrum indicum</i> Turn.				X		
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	X	X		X	X	X
<i>Coelastrum morus</i> W. & G.S. West	X	X		X		
<i>Coelastrum polichordum</i> (Korsikov) Hindák		X		X		X
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle				X	X	
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dangeard) Senn	X	X	X	X	X	X
<i>Coelastrum sphaericum</i> Nägeli				X		X
<i>Coelastrum</i> sp.	X		X	X		X

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Coenochloris assymetrica</i> Hindák						X
<i>Coenochloris cf. assymetrica</i> Hindák				X		
<i>Coenochloris helvetica</i> Hindak						X
<i>Coenochloris hindakii</i> Komárek				X		X
<i>Coenochloris piscinalis</i> Fott						X
<i>Coenochloris planoconvexa</i> Hindak	X			X		X
<i>Coenochloris planctonica</i> (W. & G.S. West) Hindák						X
<i>Coenochloris</i> sp.	X		X	X	X	X
<i>Coenocystis planctonica</i> Korsikov			X			X
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korsikov				X		
<i>Coenocystis</i> sp.				X		
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) Komárek	X					
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle				X		
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	X		X	X		X
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) W. & G.S. West	X	X	X	X	X	
<i>Crucigenia</i> spp.	X		X			
<i>Crucigeniella cf. apiculata</i> (Lemmermann) Komárek						X
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek					X	
<i>Diacanthos belenophorus</i> Korsikov					X	
<i>Dictyosphaerium ehrenberghianum</i> Nägeli	X	X			X	X
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachmann	X	X	X	X	X	X
<i>Dictyosphaerium elongatum</i> Hindák				X		
<i>Dictyosphaerium granulatum</i> Hindák					X	X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	X	X	X	X	X	X
<i>Dictyosphaerium cf. sphagnale</i> Hindák		X				
<i>Dictyosphaerium tetrachotum</i> Printz					X	X
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	X		X	X	X	
<i>Didymocystis planctonica</i> Korsikov	X	X	X	X	X	X
<i>Didymocystis</i> sp.	X					
<i>Dimorphococcus fritschii</i> Crow						X
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A. Braun			X			
<i>Diplochlois dichotomococcooides</i> Fott			X			
<i>Diplochlois raphidioides</i> Fott	X					
<i>Diplochlois</i> sp.	X					
<i>Elakatothrix viridis</i> (Snow) Printz	X	X	X	X		X
<i>Euastropsis richteri</i> (Schmidle) Lagerh.	X					X
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	X	X	X	X	X	X
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Korsikov) Bourrely			X	X		X
<i>Eutetramorus polycoccus</i> (Korsikov) Komárek		X				X
<i>Eutetramorus</i> sp.	X		X			
Forma palmelóide	X	X	X	X	X	X
<i>Franceia</i> sp.		X				
<i>Geminella minor</i> (Nägeli) Heering	X		X			
<i>Gloeocystis cf. polydermatica</i> (Kützing) Hindák						X
<i>Golenkinia paucispina</i> W. & G.S. West		X			X	X
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat		X			X	X
<i>Golenkiniopsis longispina</i> (Korsikov) Korsikov					X	
<i>Keratococcus bicaudatus</i> (A. Braun) Boye-Petersen				X	X	X
<i>Keratococcus</i> sp.			X			
<i>Kirchneriella aperta</i> Teiling	X					
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohl.						X
<i>Kirchneriella diana</i> (Bohl.) Comas				X		

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Kirchneriella cf. dinae</i> (Bohl.) Comas				X		X
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M. Smith) Korsikov	X	X				X
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Moebius	X	X	X	X	X	X
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	X		X	X	X	X
<i>Kirchneriella pseudoaperta</i> Komárek				X		
<i>Kirchneriella</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Lagerheimia citriformis</i> (Snow) Coll.					X	
<i>Lagerheimia</i> sp.					X	
<i>Micractinium bornheimiense</i> (Conrad) Korsikov		X		X		
<i>Micractinium cf. crassisetum</i> Hortobagyi					X	
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius		X		X	X	X
<i>Micractinium quadrisetum</i> (Lemm.) G.M. Smith						X
<i>Micractinium</i> sp.		X			X	
<i>Monoraphidium caribeum</i> Hindák					X	
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard		X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thurpin) Komárek-Legnerová	X	X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium flexuosum</i> Komárek				X		
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komárek-Legnerová	X	X	X		X	X
<i>Monoraphidium indicum</i> Hindák		X				
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard					X	
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komarková.-Legnerová	X	X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium nanum</i> (Ettl.) Hindák	X	X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium tetrae</i> (Hindák) Hindák					X	
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Komarková-Legnerová	X		X		X	X
<i>Monoraphidium</i> sp.	X					
<i>Nephrochlamys</i> sp.						X
<i>Nephrocytium agardhianum</i> Nägeli	X		X	X		X
<i>Nephrocytium limneticum</i> (G.M. Smith) G.M. Smith	X		X	X		
<i>Nephrocytium lunatum</i> W. West	X					X
<i>Nephrocytium</i> sp.			X			
<i>Oocystis cf. granulata</i> Hortobagyi	X					
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	X	X	X	X	X	X
<i>Oocystis cf. naegelii</i> A. Braun				X		
<i>Oocystis cf. nephrocystioides</i> Fott & Cado						X
<i>Oocystis cf. rhomboidea</i> Fott						X
<i>Oocystis submarina</i> Lagerheim						X
<i>Oocystis tainoensis</i> Komárek	X	X	X	X		X
<i>Oocystis</i> sp.			X		X	X
<i>Pediastrum biradiatum</i> Meyen				X	X	X
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.					X	
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	X	X	X	X	X	X
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen		X			X	
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	X	X	X	X	X	X
<i>Phytelios brasiliensis</i> Bicudo & Ventrice	X					X
<i>Phytelios viridis</i> Frenzel			X			
<i>Quadrigula closterioides</i> (Bohl.) Printz	X		X	X	X	X
<i>Quadrigula</i> sp.	X	X		X	X	X
<i>Radiococcus nimbatus</i> (De-Wilden) Schmidle	X	X	X	X		X
<i>Radiococcus planktonicus</i> Lund			X			X
<i>Radiococcus</i> sp.	X			X		X
<i>Scenedesmus aculeolatus</i> Reinsch			X			
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat		X	X		X	X

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>bernardii</i> (G.M. Smith) Dedus in Korsikov					X	
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas						X
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen				X		
<i>Scenedesmus alternans</i> Reinsch.		X				
<i>Scenedesmus armatus</i> Chodat				X		
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> (Hansgirg) Chodat	X	X	X		X	X
<i>Scenedesmus brasiliensis</i> Bohlin						X
<i>Scenedesmus brevispina</i> (G.M. Smith) Chodat		X	X			
<i>Scenedesmus carinatus</i> (Lemmermann) Chodat			X		X	X
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>columnatus</i> Hortobagyi					X	
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerheim	X	X	X	X	X	X
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turp.) Kutzing				X	X	X
<i>Scenedesmus dispar</i> (Brébisson) Rabenh.				X		X
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chodat	X	X	X	X	X	X
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>heteracanthus</i> Guerr.						X
<i>Scenedesmus intermedius</i> Chodat				X		
<i>Scenedesmus lefevrii</i> Defl.	X	X	X		X	
<i>Scenedesmus nanus</i> Chodat						X
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>obtusus</i> Meyen						X
<i>Scenedesmus ohauensis</i> (Lemm.) G.M. Smith					X	
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richter		X	X	X	X	X
<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat	X		X			
<i>Scenedesmus perforatus</i> Lemmermann	X					
<i>Scenedesmus producto-captatus</i> Schmula						X
<i>Scenedesmus protuberans</i> Fritsch		X			X	
<i>Scenedesmus pseudo-denticulatus</i> Hegew. & Schnepf						X
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	X	X	X	X	X	X
<i>Scenedesmus semipulcher</i> Hortobagyi					X	
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>similagineus</i> Hortobagyi				X		
<i>Scenedesmus spinosus</i> Chodat	X	X	X		X	X
<i>Scenedesmus</i> sp.			X			X
<i>Schroederia setigera</i> (Schrod.) Lemmermann		X			X	
<i>Schroederia</i> sp.	X		X	X		
<i>Selenodyctyon brasiliensis</i> Uherkovich & Schmidt		X	X	X	X	
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korsikov) Bourrelly	X	X	X	X		X
<i>Sphaerocystis</i> sp.			X			
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	X		X			X
<i>Tetraedron incus</i> (Teiling) G.M. Smith						X
<i>Tetraedron limneticum</i> Borge		X				
<i>Tetraedron mediocris</i> Hind	X					X
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg	X	X	X	X		X
<i>Tetraedron regulare</i> Kutzing	X			X		
<i>Tetraedron triangulare</i> Korsikov	X					
<i>Tetraedron trigonum</i> (Nägeli) Hansg.	X	X	X			X
<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teiling						X
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat	X	X			X	
<i>Tetrastrum punctatum</i> (Schmidle) Ahlstr & Tiff					X	
<i>Tetrastrum triacanthum</i> Korsikov		X				
<i>Thorakochloris nigaardii</i>				X		X
<i>Thorakochloris planktonica</i> Fott	X		X	X		
<i>Thorakochloris tetras</i> Pasch.				X		
<i>Thorakochloris</i> sp.					X	

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Treubaria setigera</i> (Archer) G.M. Smith		X				
<i>Treubaria triapendiculata</i> Bern.					X	
<i>Treubaria</i> sp.	X	X			X	
<i>Westella botryoides</i> (W. West) De Wildemann		X			X	X
<i>Westella</i> sp.			X			
ZYGNEMAPHYCEAE - ZYGNEMATALES						
<i>Arthrodesmus</i> sp.		X				
<i>Arthrodesmus incus</i> (Brébisson) Hass.						X
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	X				X	
<i>Closterium</i> cf. <i>incurvum</i> Brébisson				X		
<i>Closterium leibleinii</i> Kützing			X			
<i>Closterium</i> cf. <i>parvulum</i> Nägeli			X			
<i>Closterium</i> sp1					X	
<i>Closterium</i> sp2					X	
<i>Closterium</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Cosmarium</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Cosmarium</i> cf. <i>botrytis</i> Menegh.				X	X	
<i>Cosmarium</i> cf. <i>costatum</i> Nordstedt			X			
<i>Cosmarium</i> cf. <i>intermedium</i> Delp.						X
<i>Cosmarium</i> cf. <i>ornatum</i> Ralfs			X			
<i>Euastrum</i> cf. <i>ansatum</i> Ralfs						X
<i>Euastrum</i> sp.			X			
<i>Micrasterias</i> sp.	X					
<i>Mougeotia</i> cf. <i>americana</i> Transeau		X		X		X
<i>Mougeotia</i> sp.		X		X		X
<i>Spondylosium</i> sp.	X					X
<i>Sphaerozosma</i> cf. <i>granulatum</i> Roy & Biss						X
<i>Staurastrum aciculiferum</i> (West & West) Anderson						X
<i>Staurastrum anatinum</i> Cooke & Wills						X
<i>Staurastrum anaticidium</i> Cooke & Wills				X		X
<i>Staurastrum apiculatum</i> Brébisson						X
<i>Staurastrum cuspidatum</i> Brébisson						X
<i>Staurastrum</i> cf. <i>duacense</i> W. & G.S. West		X				
<i>Staurastrum ellipticum</i> West & West						X
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs.	X	X	X	X	X	X
<i>Staurastrum muticum</i> (Brébisson) Ralfs		X			X	X
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen				X		X
<i>Staurastrum</i> cf. <i>sexangulare</i> (Bülh.) Lund		X				
<i>Staurastrum subgracilimum</i> W. & G.S. West	X	X	X	X	X	X
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs					X	X
<i>Staurastrum volans</i> West & West				X		X
<i>Staurastrum</i> sp1						X
<i>Staurastrum</i> sp.	X					X
<i>Stauroidesmus</i> cf. <i>phimus</i> (Turn) Thom.						X
<i>Stauroidesmus triangularis</i> (Lagerheim) Teiling	X		X	X	X	X
<i>Stauroidesmus quiriferus</i> (West) Teil.						X
<i>Stauroidesmus</i> sp.						X
<i>Xanthidium</i> sp.				X		
CHLOROPHYCEAE - VOLVOCALES						
<i>Carteria</i> sp.				X		X

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Chlamydomonas cf. minutissima</i> Korschikoff						X
<i>Chlamydomonas</i> sp.		X	X		X	X
<i>Chlamydomonas</i> sp.1	X			X		
<i>Chlamydomonas</i> sp.2	X			X		
<i>Eudorina cf. elegans</i> Ehrenberg					X	
<i>Eudorina</i> sp.					X	
<i>Gonium formosum</i> Pascher			X			
<i>Gonium</i> sp.					X	
<i>Haematococcus</i> sp.			X			
<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory					X	
<i>Pandorina</i> sp.					X	
<i>Spondylomorom quaternarium</i> Ehrenberg					X	
<i>Spondylomorom</i> sp.					X	

CHRYSOPHYCEAE - OCHROMONADALES

<i>Chrysococcus</i> sp.					X	
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg			X	X	X	X
<i>Dinobryon</i> sp.				X		

EUGLENOPHYCEAE - EUGLENALES

<i>Euglena acus</i> Ehrenberg					X	X
<i>Euglena agilis</i> Carter					X	
<i>Euglena caudata</i> Hübner					X	
<i>Euglena cf. elastica</i> Prescott					X	
<i>Euglena geniculata</i> Dujardin					X	
<i>Euglena cf. gracilis</i> Klebs					X	
<i>Euglena cf. minima</i> Francé			X			
<i>Euglena proxima</i> Dangeard					X	
<i>Euglena cf. pusilla</i> Playfair					X	
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarda					X	
<i>Euglena splendens</i> Dangeard					X	X
<i>Euglena</i> sp.		X	X	X		
<i>Euglena</i> sp.1					X	
<i>Lepocynclis caudata</i> Da Cunha				X	X	X
<i>Lepocynclis fusiformis</i> (Carter) Lemmermann				X		
<i>Lepocynclis cf. ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann					X	X
<i>Lepocynclis steinii</i> Lemmermann					X	
<i>Lepocynclis cf. texta</i> (Dujardin) Lemmermann						X
<i>Lepocynclis</i> sp.				X	X	
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes				X		
<i>Phacus caudatus</i> Huebner			X			
<i>Phacus contortus</i> Bourrelly					X	
<i>Phacus curvicauda</i> Swirenko			X	X	X	
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin		X			X	X
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner				X	X	X
<i>Phacus pleuronectes</i> (Müller) Dujardin						X
<i>Phacus skujae</i> Skv.						X
<i>Phacus suecicus</i> Lemmermann		X		X	X	
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortzov	X				X	
<i>Phacus</i> sp.	X			X		
<i>Strombomonas cf. fluvialis</i> (Lemmermann) Defl.					X	
<i>Trachelomonas acanthophora</i> Stokes					X	

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) Stein					X	X
<i>Trachelomonas bacillifera</i> Playfair	X	X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas columba</i> Palmer		X		X		
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein emend. Deflandre		X		X	X	X
<i>Trachelomonas lacustris</i> Drezepolski				X		
<i>Trachelomonas lemmermannii</i> Woloszynska emend. Deflandre					X	
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>oblonga</i> Lemmermann					X	
<i>Trachelomonas obovata</i> Stokes emend Deflandre		X				
<i>Trachelomonas planctonica</i> Swirenko	X					
<i>Trachelomonas pulcherrima</i> Playfair					X	
<i>Trachelomonas robusta</i> Swirenko				X		
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Swirenko			X			
<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech	X	X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes		X			X	
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>subverrucosa</i> Deflandre			X			
<i>Trachelomonas sydneyensis</i> Playfair		X				
<i>Trachelomonas verrucosa</i> Stokes				X	X	
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	X	X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swirenko		X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>zorensis</i> Lefevre					X	
<i>Trachelomonas</i> sp.1	X			X		X
<i>Trachelomonas</i> sp.2	X			X		X
<i>Trachelomonas</i> sp.3					X	
<i>Trachelomonas</i> sp.4					X	
<i>Trachelomonas</i> sp.5					X	
<i>Trachelomonas</i> sp.6					X	
<i>Trachelomonas</i> spp.			X		X	

CRYPTOPHYCEAE - CRYPTOMONADALES

<i>Chroomonas</i> sp.	X				X	
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg		X				
<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja		X			X	
<i>Cryptomonas</i> sp.	X	X	X	X	X	X

BACILLARIOPHYCEAE - CENTRALES

<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	X	X	X	X	X	X
<i>Aulacoseira italica</i> Ehrenberg Simonsen	X	X	X	X	X	X
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>ambigua</i> (Grunow) Simonsen				X		X
<i>Aulacoseira</i> sp.					X	
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	X	X	X	X	X	X
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow	X	X	X	X		X
<i>Cyclotella stelligeroides</i> Hustedt						X
<i>Cyclotella</i> sp.	X	X	X		X	
<i>Melosira varians</i> Agardh	X					X
<i>Rhizosolenia longiseta</i> Zacharias		X				

BACILLARIOPHYCEAE - PENALES

<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	X	X				
<i>Achnanthes</i> sp.		X			X	X
<i>Amphora</i> sp.					X	
<i>Asterionella formosa</i> Hassall		X		X	X	
<i>Cymbella</i> sp.	X	X	X	X		X

Anexo A - Continuação	AT	BL	CA	IT	PI	PN
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing					X	
<i>Eunotia</i> sp.		X			X	X
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch)Lange-Bertalot	X	X				
<i>Fragilaria</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Frustulia</i> sp.		X	X		X	X
<i>Gomphonemas</i> sp.			X	X	X	X
<i>Hantzschia</i> sp.				X	X	
<i>Navicula</i> sp.	X		X	X		X
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith			X	X		X
<i>Nitzschia palea</i> Kützing	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> cf. <i>subtilis</i> Grunow					X	
<i>Nitzschia</i> sp.	X		X	X	X	
<i>Nitzschia</i> sp.1					X	
<i>Pinnularia</i> sp.	X		X	X	X	X
<i>Tabellaria</i> sp.					X	
<i>Surirella</i> sp.	X		X	X	X	X

DINOPHYCEAE - PERIDINIALES

<i>Peridinium</i> cf. <i>africanum</i> Lemmermann						X
<i>Peridinium gatunense</i> Nygaard			X	X		X
<i>Peridinium umbonatum</i> Stein	X	X	X	X	X	X
<i>Peridinium willei</i> Huitfeld-Kaas	X	X	X	X		
<i>Peridinium</i> sp.	X		X	X		X
<i>Gymnodinium</i> sp.	X	X	X	X		X

XANTHOPHYCEAE - MISCHOCOCCALES

<i>Gonyochloris mutica</i> (A. Braun) Fott		X				X
<i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nägeli)		X		X		X
<i>Tetraplekton tribulus</i> Pascher						X
<i>Tetraplekton</i> sp.	X					

AT: Atibainha; BL: Billings; CA: Cachoeira; IT: Itupararanga; PI: Pirapora; PN: Ponte Nova.

Anexo B -Legenda dos organismos fitoplanctônicos utilizados no tratamento estatístico

Acac	<i>Actinastrum acicularis</i>	Bote	<i>Botryococcus terribilis</i>
Acha	<i>Actinastrum hantzschii</i>	Botr	<i>Botryococcus sp.</i>
Achn	<i>Achnanthes sp.</i>	Cacn	<i>Coelastrum cornutum</i>
Acmi	<i>Achnanthes minutissima</i>	Cart	<i>Carteria sp.</i>
Akyo	<i>Ankyra ocellata</i>	Cecy	<i>Coenocystis sp.</i>
Amph	<i>Amphora sp.</i>	Cepl	<i>Coenocystis planctonica</i>
Anab	<i>Anabaena sp.</i>	Cesu	<i>Coenocystis subcylindrica</i>
Anbe	<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	Chfu	<i>Chlorogonium fusiformis</i>
Anbi	<i>Ankistrodesmus bibrainus</i>	Chhy	<i>Chlorococcum cf. hypnosporum</i>
Anci	<i>Anabaena circinalis</i>	Chin	<i>Chlorococcum cf. infisionum</i>
Anco	<i>Anabaena cf. constricta</i>	CHLC	CHLOROCOCCALES
Ancr	<i>Anabaena crassa</i>	CHLE	CHLORELACEAE
Anfa	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Chlo	<i>Chlorococcum sp.</i>
Anfs	<i>Ankistrodesmus fasciculatus</i>	Chmi	<i>Chlamydomonas cf. minutissima</i>
Anfu	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	Choo	<i>Chroomonas sp.</i>
Angr	<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	CHRO	CHROOCOCCALES
Anju	<i>Ankyra cf. judayi</i>	Chs1	<i>Chlamydomonas sp1</i>
Anki	<i>Ankistrodesmus sp.</i>	Chs2	<i>Chlamydomonas sp2</i>
Anky	<i>Ankyra sp.</i>	Chsp	<i>Chamydomonas sp.</i>
Anpl	<i>Anabaena planctonica</i>	Chum	<i>Chlorolobium sp.</i>
Anso	<i>Anabaena solitaria</i>	Chys	<i>Chrysococcus sp.</i>
Ansp	<i>Anabaena spiroides</i>	Clgr	<i>Closterium gracile</i>
Anto	<i>Ankistrodesmus tortus</i>	Clin	<i>Closterium cf. incurvum</i>
Apco	<i>Aphanothece cf. conglomerata</i>	Clla	<i>Closteospira lemanensis</i>
Apde	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	Clle	<i>Closterium leibleinii</i>
Apel	<i>Aphanocapsa elachista</i>	Cillo	<i>Closteriopsis longissima</i>
Apgr	<i>Aphanizomenon cf. gracile</i>	Cimi	<i>Chlorella miniata</i>
Aph1	<i>Aphanizomenon sp1</i>	Clo1	<i>Closterium sp1</i>
Aph2	<i>Aphanizomenon sp2</i>	Clo2	<i>Closterium sp2</i>
Apha	<i>Aphanocapsa sp.</i>	Clom	<i>Closterium sp.</i>
Aphe	<i>Aphanothece pallida</i>	Clor	<i>Chlorella sp.</i>
Apho	<i>Aphanocapsa holsatica</i>	Clos	<i>Closteriopsis sp.</i>
Aphz	<i>Aphanizomenon sp.</i>	Cipa	<i>Closterium cf. parvulum</i>
Apin	<i>Aphanocapsa incerta</i>	Clpr	<i>Chlorella prothothecoides</i>
Apko	<i>Aphanocapsa koordersii</i>	Civu	<i>Chlorella vulgaris</i>
Appl	<i>Aphanocapsa planctonica</i>	Cnas	<i>Coenochloris assymetrica</i>
Appu	<i>Aphanocapsa pulchra</i>	Cnhe	<i>Coenochloris helvetica</i>
Apsm	<i>Aphanothece cf. smithii</i>	Cnhi	<i>Coenochloris hindakii</i>
Arin	<i>Arthrodesmus incus</i>	Cnpi	<i>Coenochloris piscinalis</i>
Arth	<i>Arthrodesmus sp.</i>	Cnpl	<i>Coenochloris plancovexa</i>
Asfo	<i>Asterionella formosa</i>	Coas	<i>Coelastrum astroideum</i>
Auam	<i>Aulacoseira cf. ambigua</i>	Cobo	<i>Cosmarium cf. botrytis</i>
Augr	<i>Aulacoseira granulata</i>	Coca	<i>Coelastrum cambricum</i>
Auit	<i>Aulacoseira italica</i>	Coco	<i>Coccomyxa sp.</i>
Aulo	<i>Aulacoseira sp.</i>	Cocr	<i>Coelastrum cf. carpaticum</i>
Bobr	<i>Botryococcus braunii</i>	Cocs	<i>Cosmarium cf. costatum</i>
Bopr	<i>Botryococcus protuberans</i>	Coel	<i>Coelastrum sp.</i>

Anexo B - Continuação

Coem	<i>Coelosphaerium evidente-marginatum</i>	Dira	<i>Diplochlois raphidioides</i>
Coen	<i>Coenochloris sp.</i>	Dise	<i>Dinobryon sertularia</i>
Coep	<i>Coelosphaerium sp.</i>	Disp	<i>Dictyosphaerium cf. sphagnale</i>
Coid	<i>Coelastrum indicum</i>	Dite	<i>Dictyosphaerium tetrachotum</i>
Coin	<i>Cosmarium cf. intermedium</i>	Egac	<i>Euglena acus</i>
Comi	<i>Coelastrum microporum</i>	Egag	<i>Euglena agilis</i>
Como	<i>Coelastrum morus</i>	Egca	<i>Euglena caudata</i>
Coor	<i>Cosmarium ornatum</i>	Egel	<i>Euglena cf. elastica</i>
Copo	<i>Coelastrum polichordum</i>	Eggr	<i>Euglena cf. gracilis</i>
Copu	<i>Coelastrum pulchrum</i>	Egmi	<i>Euglena cf. minima</i>
Core	<i>Coelastrum reticulatum</i>	Egox	<i>Euglena oxyuris</i>
Cosm	<i>Cosmarium sp.</i>	Egpr	<i>Euglena cf. proxima</i>
Cosp	<i>Coelastrum sphaericum</i>	Egpu	<i>Euglena cf. pusilla</i>
Crcr	<i>Crucigenia crucifera</i>	Egs1	<i>Euglena sp1</i>
Crdi	<i>Chroococcus distans</i>	Egs2	<i>Euglena sp2</i>
Crds	<i>Chroococcus dispersus</i>	Egs3	<i>Euglena sp3</i>
Crer	<i>Cryptomonas erosa</i>	Egs4	<i>Euglena sp4</i>
Crfe	<i>Crucigenia fenestrata</i>	Egsd	<i>Euglena splendens</i>
Crge	<i>Crucigeniella sp.</i>	Egsp	<i>Euglena sp.</i>
Crli	<i>Chroococcus limneticus</i>	Elak	<i>Elakatothrix sp.</i>
Crma	<i>Cryptomonas marsonii</i>	Elvi	<i>Elakatothrix viridis</i>
Crms	<i>Chroococcus minutus</i>	Euan	<i>Euastrum cf. ansatum</i>
Croo	<i>Chroococcus sp.</i>	Eudo	<i>Eudorina sp.</i>
Crqu	<i>Crucigenia quadrata</i>	Euel	<i>Eudorina cf. elegans</i>
Crre	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	Eufo	<i>Eutetramorus fottii</i>
Crte	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	EUGE	EUGLENACEAE
Cruc	<i>Crucigenia spp.</i>	EUGL	EUGLENALES
Cry1	<i>Cryptomonas sp1</i>	Euno	<i>Eunotia sp.</i>
Cry2	<i>Cryptomonas sp2</i>	Eupl	<i>Eutetramorus planctonicus</i>
Cryp	<i>Cryptomonas sp.</i>	Eupo	<i>Eutetramorus polycoccus</i>
Cyan	<i>Cyanodictyon sp.</i>	Euri	<i>Euastropsis richteri</i>
Cycl	<i>Cyclotella sp.</i>	Eute	<i>Eutetramorus sp.</i>
Cyia	<i>Cyanodictyon iac</i>	Fopa	Forma palmeloide
Cymb	<i>Cymbella sp.</i>	Frag	<i>Fragillaria sp.</i>
Cyme	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Fran	<i>Franceia sp.</i>
Cyno	<i>Cyanosarcina sp.</i>	Frul	<i>Fragilaria ulna</i>
Cyra	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Frus	<i>Frustulia sp.</i>
Cyso	<i>Cyclotella stelligeroides</i>	Geac	<i>Geitlerinema cf. acus</i>
Cyst	<i>Cyclotella stelligera</i>	Geit	<i>Geitlerinema sp.</i>
Cytu	<i>Cyanodictyon tubiformis</i>	Gemi	<i>Geminella minor</i>
Diac	<i>Diacanthos sp.</i>	Gesp	<i>Geitlerinema splendida</i>
Dict	<i>Dictyosphaerium sp.</i>	Gofa	<i>Gonium formosum</i>
Didi	<i>Diplochlois dichotomococcoides</i>	Golo	<i>Golenkiniopsis longispina</i>
Didy	<i>Didymocystis sp.</i>	Gomp	<i>Gomphonema sp.</i>
Dieh	<i>Dictyosphaerium ehrembeganum</i>	Gomu	<i>Gonyochloris mutica</i>
Diel	<i>Dictyosphaerium elegans</i>	Goni	<i>Gonium sp.</i>
Difr	<i>Dimorphococcus fritschii</i>	Gopa	<i>Golenkinia paucispina</i>
Digr	<i>Dictyosphaerium granulatum</i>	Gora	<i>Golenkinia radiata</i>
Dilu	<i>Dimorphococcus lunatus</i>	Gymn	<i>Gymnodinium sp.</i>
Dimo	<i>Diatoma moniliformis</i>	Haem	<i>Haematococcus sp.</i>
Dino	<i>Dinobryon sp.</i>	Hant	<i>Hantzschia sp.</i>
Dipl	<i>Didymocystis planctonica</i>	Islo	<i>Isthmochlorum lobulatum</i>
Dipo	<i>Diplochlois sp.</i>	Jaqu	<i>Jaaginema quadripunctulatum</i>
Dipu	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	Kebi	<i>Keratococcus bicaudatus</i>

Anexo B - Continuação

Kera	<i>Keratococcus sp.</i>	Navi	<i>Navicula sp.</i>
Kiap	<i>Kirchneriella aperta</i>	Neag	<i>Nephrocytium agardhianum</i>
Kico	<i>Kirchneriella contorta</i>	Neli	<i>Nephrocytium limneticum</i>
Kida	<i>Kirchneriella danubiana</i>	Nelu	<i>Nephrocytium lunatum</i>
Kidi	<i>Kirchneriella cf. dinae</i>	Neph	<i>Nephrocytium sp.</i>
Kiir	<i>Kirchneriella irregularis</i>	Niac	<i>Nitzschia acicularis</i>
Kilu	<i>Kirchneriella lunaris</i>	Nipa	<i>Nitzschia palea</i>
Kiob	<i>Kirchneriella obesa</i>	Nitz	<i>Nitzschia sp1.</i>
Kips	<i>Kirchneriella pseudaperta</i>	Nisu	<i>Nitzschia cf. subtilis</i>
Kirc	<i>Kirchneriella sp.</i>	OCHR	OCHROMONADALES
Lage	<i>Lagerheimia sp.</i>	Oocy	<i>Oocystis sp.</i>
Leca	<i>Lepocynclis caudata</i>	Oogr	<i>Oocystis granulata</i>
Leov	<i>Lepocynclis cf. ovum</i>	Oola	<i>Oocystis lacustris</i>
Lepo	<i>Lepocynclis sp.</i>	Oona	<i>Oocystis naegelli</i>
Lept	<i>Leptolyngbya sp.</i>	Oosu	<i>Oocystis cf. submarina</i>
Lest	<i>Lepocynclis steinii</i>	Oota	<i>Oocystis cf. tainoensis</i>
Lete	<i>Lepocynclis cf. texta</i>	Osc1	<i>Oscillatoria sp1</i>
Limn	<i>Limnothrix sp.</i>	Osc2	<i>Oscillatoria sp2</i>
Lipl	<i>Limnothrix planctonica</i>	Osc3	<i>Oscillatoria sp3</i>
Lyli	<i>Lyngbya hieronymusii</i>	Osc4	<i>Oscillatoria sp4</i>
Lyng	<i>Lyngbya sp.</i>	Osci	<i>Oscillatoria sp.</i>
Lyte	<i>Leptolyngbya tenuis</i>	Pamo	<i>Pandorina morum</i>
Mema	<i>Merismopedia marsonii</i>	Pebi	<i>Pediastrum biradiatum</i>
Meri	<i>Merismopedia sp.</i>	Pedu	<i>Pediastrum duplex</i>
Mete	<i>Merismopedia tenuissima</i>	Pega	<i>Peridinium gatunense</i>
Metr	<i>Merismopedia cf. trolleri</i>	Peri	<i>Peridinium sp.</i>
Meva	<i>Melosira varians</i>	Pesi	<i>Pediastrum simples</i>
Miae	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Pete	<i>Pediastrum tetras</i>
Mibo	<i>Microcystis cf. botrys</i>	Peum	<i>Peridinium umbonatum</i>
Mibi	<i>Micractinium bornhemienense</i>	Pewi	<i>Peridinium willey</i>
Micr	<i>Micractinium cf. crassisetum</i>	Phac	<i>Phacus acuminatus</i>
Mict	<i>Micractinium sp.</i>	Phbr	<i>Phytelios brasiliensis</i>
Micy	<i>Microcystis sp.</i>	Phca	<i>Phacus caudatus</i>
Mino	<i>Microcystis novacekii</i>	Phcl	<i>Phormidium cf. clalybeum</i>
Mipa	<i>Microcystis panniformis</i>	Phco	<i>Phacus contortus</i>
Mipr	<i>Microcystis protocystis</i>	Phcu	<i>Phacus curvicauda</i>
Mipu	<i>Micractinium pusillum</i>	Phio	<i>Phormidium cf. ionicum</i>
Mism	<i>Microcystis cf. smithii</i>	Phlo	<i>Phacus longicauda</i>
Miwe	<i>Microcystis wesembergii</i>	Phor	<i>Phacus orbicularis</i>
Mixo	<i>Mixobaktron sp.</i>	Phpl	<i>Phacus cf. pleuronectes</i>
Moam	<i>Mougeotia cf. americana</i>	Phs1	<i>Phormidium sp1</i>
Moca	<i>Monoraphidium caribeum</i>	Phs2	<i>Phormidium sp2</i>
Moci	<i>Monoraphidium circinale</i>	Phs3	<i>Phormidium sp3</i>
Moco	<i>Monoraphidium contortum</i>	Phsk	<i>Phacus skujae</i>
Moff	<i>Monoraphidium flexuosum</i>	Phsp	<i>Phormidium sp.</i>
Mogr	<i>Monoraphidium griffithii</i>	Phsp	<i>Phacus sp.</i>
Moin	<i>Monoraphidium indicum</i>	Phsu	<i>Phacus suecicus</i>
Moko	<i>Monoraphidium komarkovae</i>	Phte	<i>Phormidium cf. tenue</i>
Momi	<i>Monoraphidium minutum</i>	Phto	<i>Phacus tortus</i>
Mona	<i>Monoraphidium nanum</i>	Phyt	<i>Phytelios viridis</i>
Mono	<i>Monoraphidium sp.</i>	Pinu	<i>Pinnularia sp.</i>
Mote	<i>Monoraphidium tetrae</i>	Plag	<i>Planktothrix agardhii</i>
Moto	<i>Monoraphidium tortile</i>	Plak	<i>Planktothrix sp.</i>
Moug	<i>Mougeotia sp.</i>	Plan	<i>Planktothrix sp.</i>

Anexo B - Continuação





Plli	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	Scse	<i>Schroederia setigera</i>
Plmo	<i>Planktothrix mougeotii</i>	Scsi	<i>Scenedesmus cf. similagineus</i>
Pzca	<i>Pseudanabaena catenata</i>	Scsm	<i>Scenedesmus semipulcher</i>
Pseu	<i>Pseudanabaena sp.</i>	Scsp	<i>Scenedesmus spinosus</i>
Psga	<i>Pseudanabaena cf. galeata</i>	Sebr	<i>Selenodictyon brasiliensis</i>
Psmo	<i>Pseudanabaena moniliformis</i>	Spdy	<i>Spondylomorom sp.</i>
Psmu	<i>Pseudanabaena mucicola</i>	Spgr	<i>Sphaerosozma cf. granulatum</i>
Quad	<i>Quadrigula sp.</i>	Spha	<i>Sphaerocystis sp.</i>
Qucl	<i>Quadrigula closterioides</i>	Spir	<i>Spirulina sp.</i>
RADC	RADIOCOCCACEAE	Spon	<i>Spondylosium sp.</i>
Radi	<i>Radiococcus sp.</i>	Sppl	<i>Sphaerocystis planctonica</i>
Rafe	<i>Radiocystis fernandoii</i>	Spqu	<i>Spondylomorom quartenarium</i>
Rage	<i>Radiocystis geminata</i>	Stac	<i>Staurastrum aciculiferum</i>
Rame	<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	Stap	<i>Staurastrum apiculatum</i>
Rani	<i>Thorakochloris nigaardii</i>	Stat	<i>Staurastrum anatum</i>
Ranm	<i>Radiococcus nimbatus</i>	Stau	<i>Staurodesmus sp.</i>
Rapl	<i>Radiococcus planktonicus</i>	Stco	<i>Staurastrum sp1.</i>
Rhab	<i>Rhabdoderma sp.</i>	Stcp	<i>Staurastrum cuspidatum</i>
Rhad	<i>Rhabdogloea sp.</i>	Stdi	<i>Staurastrum cf. duacense</i>
Rhli	<i>Rhabdoderma lineare</i>	Stel	<i>Staurastrum ellipticum</i>
Rhse	<i>Rhizosolenia setigera</i>	Stfl	<i>Strombomonas cf. fluviatilis</i>
Rhsi	<i>Rhabdoderma sigmoidea var. minor</i>	Stgr	<i>Staurastrum gracile</i>
Rome	<i>Romeria sp.</i>	Stmu	<i>Staurastrum muticum</i>
Rook	<i>Romeria okensis</i>	Stpa	<i>Staurastrum paradoxum</i>
Scaa	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	Stph	<i>Staurodesmus cf. phimus</i>
Scac	<i>Scenedesmus aculeolatus</i>	Stqu	<i>Staurodesmus quiriferus</i>
Scal	<i>Scenedesmus alternans</i>	Stse	<i>Staurastrum cf. sexangulare</i>
Scan	<i>Scenedesmus acunae</i>	Stsp	<i>Staurastrum sp.</i>
Scar	<i>Scenedesmus armatus</i>	Stsu	<i>Staurastrum subgracilimum</i>
Scat	<i>Scenedesmus acutus</i>	Stte	<i>Staurastrum tetracerum</i>
Scbi	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	Sttr	<i>Staurodesmus triangularis</i>
Scbr	<i>Scenedesmus brevispina</i>	Stvo	<i>Staurastrum volans</i>
Scca	<i>Scenedesmus carinatus</i>	Suri	<i>Suriella sp.</i>
Scco	<i>Scenedesmus cf. colummatus</i>	Syaq	<i>Synechocystis aquatilis</i>
Scde	<i>Scenedesmus denticulatus</i>	Syel	<i>Synechococcus elongatus</i>
Scdi	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	Syne	<i>Synechococcus sp.</i>
Scds	<i>Scenedesmus dispar</i>	Syni	<i>Synechococcus nidulans</i>
Scec	<i>Scenedesmus ecomis</i>	Syns	<i>Synechocystis sp.</i>
Scen	<i>Scenedesmus sp.</i>	Tabe	<i>Tabellaria sp.</i>
Sche	<i>Scenedesmus cf. heteracanthus</i>	Teca	<i>Tetraedron caudatum</i>
Schr	<i>Schroederia sp.</i>	Tehe	<i>Tetrastrum heteracanthum</i>
Scin	<i>Scenedesmus intermedius</i>	Tein	<i>Tetraedron incus</i>
Scle	<i>Scenedesmus lefevrii</i>	Tela	<i>Tetrallanthos lagerheimii</i>
Scna	<i>Scenedesmus nanus</i>	Teli	<i>Tetraedron limneticum</i>
Scoa	<i>Scenedesmus oahuensis</i>	Teme	<i>Tetraedron mediocris</i>
Scob	<i>Scenedesmus cf. obtusus</i>	Temi	<i>Tetraedron minimum</i>
Scop	<i>Scenedesmus opoliensis</i>	Tepu	<i>Tetrastrum punctatum</i>
Scov	<i>Scenedesmus ovalternus</i>	Tere	<i>Tetraedron regulare</i>
Scpc	<i>Scenedesmus producto-captatus</i>	Tero	<i>Tetraedron sp.</i>
Scpe	<i>Scenedesmus perforatus</i>	Tesp	<i>Tetrastrum sp.</i>
Scpr	<i>Scenedesmus protuberans</i>	Tete	<i>Tetraplekton tribulus</i>
Scps	<i>Scenedesmus pseudo-denticulatus</i>	Teth	<i>Tetrastrum triacanthum</i>
Scpt	<i>Scenedesmus protuberans</i>	Tetr	<i>Tetraedron trigonum</i>
Scqu	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Thor	<i>Thorakochloris tetras</i>

Anexo B - Continuação

Thpl	<i>Thorakochloris planctonica</i>
Thsp	<i>Thorakochloris sp.</i>
Trac	<i>Trachelomonas acanthophora</i>
Trac1	<i>Trachelomonas sp1</i>
Trac2	<i>Trachelomonas sp2</i>
Trac3	<i>Trachelomonas sp3</i>
Trac4	<i>Trachelomonas sp4</i>
Trac5	<i>Trachelomonas sp5</i>
Trac6	<i>Trachelomonas sp6</i>
Trar	<i>Trachelomonas armata</i>
Trba	<i>Trachelomonas bacillifera</i>
Trco	<i>Trachelomonas columba</i>
Treu	<i>Treubaria sp.</i>
Trhi	<i>Trachelomonas hispida</i>
Trla	<i>Trachelomonas lacustris</i>
Trle	<i>Trachelomonas lemmermannii</i>
Trob	<i>Trachelomonas cf. oblonga</i>
Trov	<i>Trachelomonas obovata</i>
Trpl	<i>Trachelomonas planctonica</i>
Trpu	<i>Trachelomonas cf. pulcherrima</i>
Trro	<i>Trachelomonas robusta</i>
Trru	<i>Trachelomonas rugulosa</i>
Trsc	<i>Trachelomonas sculpta</i>
Trse	<i>Treubaria setigera</i>
Trsi	<i>Trachelomonas similis</i>
Trsp	<i>Trachelomonas spp.</i>
Trsu	<i>Trachelomonas subverrucosa</i>
Trsy	<i>Trachelomonas sydneyensis</i>
Trtr	<i>Treubaria triapendiculata</i>
Trve	<i>Trachelomonas verrucosa</i>
Trvo	<i>Trachelomonas volvocina</i>
Trw	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>
Trzo	<i>Trachelomonas cf. zorensis</i>
Tych	<i>Tychonema sp.</i>
VOLV	VOLVOCALES
Webo	<i>Westella botryoides</i>
West	<i>Westella sp.</i>
Woel	<i>Woronichinia cf. elorantae</i>
Woro	<i>Woronichinia sp.</i>
Xant	<i>Xanthidium sp.</i>
ZIGN	ZIGNEMATALES





Anexo C - Frequência dos organismos fitoplanctônicos nos reservatórios

	AT	BI	CA	IT	PI	PN
Acha					Comum	
Achn		Comum			Raro	
Amph					Raro	
Anab		Raro		Comum		
Ancr				Comum		
Anfa			Raro			
Anfu	Comum		Comum			
Anju			Comum			
Anki	Raro				Comum	
Anky	Raro					
Anpl				Comum		
Anto	Comum		Raro	Raro		
Apce	Comum					
Apde	Comum	Constante	Constante	Constante	Comum	Constante
Apel						Raro
Apgr		Raro				
Apha	Comum	Comum	Comum	Comum		Raro
Apho		Raro		Raro		
Aphz		Constante				
Apko				Raro		
Appl		Raro				
Apsm	Raro					
Arin						Comum
Augr		Constante	Comum	Constante		Comum
Auit		Comum		Comum		
Aulo				Raro		
Bobr		Raro				
Cecy	Comum					
Chin						Comum
CHLE			Raro			
CHLO			Constante			Constante
CHRO		Constante	Constante			Constante
Chfu					Comum	
Chlo	Comum		Comum	Comum	Constante	
Chmi						Constante
Chol						Comum
Choo	Comum				Comum	
Chsp	Constante	Comum	Comum	Constante	Comum	Comum
Chys					Raro	
Clla	Constante		Comum			Raro
Clom	Raro	Raro	Comum	Raro		Comum
Clor	Constante	Comum	Constante	Constante	Constante	Constante
Clos	Comum	Comum		Comum	Raro	Constante
Clpr					Raro	
Clvu		Comum			Comum	Comum
Coca						Comum

Frequência	
	Ausente
	Raro (< 10%)
	Comum (> 10% < 50%)
	Constante (> 50%)





Anexo C - continuação

Coel	Comum	Ausente	Raro	Raro	Ausente	Raro
Coen	Ausente	Ausente	Comum	Comum	Comum	Raro
Comi	Comum	Comum	Ausente	Ausente	Raro	Raro
Copl	Ausente	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente
Core	Constante	Ausente	Constante	Raro	Comum	Comum
Cosm	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Constante
Crcr	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Crer	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Crfe	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Ausente	Ausente
Crge	Raro	Raro	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Crma	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Crmi	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Crms	Raro	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente
Croo	Comum	Comum	Comum	Ausente	Constante	Comum
Crqu	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Crre	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente
Crte	Comum	Ausente	Constante	Ausente	Raro	Ausente
Cruc	Comum	Ausente	Ausente	Raro	Raro	Ausente
Cryp	Comum	Constante	Raro	Ausente	Comum	Comum
Cyan	Ausente	Raro	Ausente	Comum	Comum	Ausente
Cycl	Constante	Comum	Constante	Constante	Comum	Comum
Cyia	Constante	Ausente	Constante	Comum	Comum	Constante
Cyme	Comum	Comum	Raro	Comum	Raro	Comum
Cyra	Ausente	Constante	Ausente	Constante	Ausente	Ausente
Cyst	Ausente	Ausente	Comum	Comum	Ausente	Raro
Dibe	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente
Dict	Comum	Ausente	Comum	Comum	Comum	Comum
Didy	Raro	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Comum
Dieh	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente
Diel	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Comum	Comum
Dino	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente	Ausente
Dipl	Comum	Comum	Comum	Comum	Raro	Constante
Dipo	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Dipu	Raro	Raro	Ausente	Ausente	Constante	Constante
Egag	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente
Egca	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Egge	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Constante	Ausente
Eggr	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Egsp	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Constante	Ausente
Elak	Comum	Ausente	Comum	Comum	Ausente	Raro
Elvi	Comum	Raro	Comum	Comum	Ausente	Constante
Eudo	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Raro
Eufo	Constante	Comum	Ausente	Raro	Raro	Ausente
EUGE	Constante	Comum	Raro	Ausente	Ausente	Ausente
EUGL	Ausente	Comum	Raro	Ausente	Ausente	Raro
Euno	Ausente	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Eupl	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente	Ausente
Euri	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum

Frequência	
	Ausente
	Raro (< 10%)
	Comum (> 10% < 50%)
	Constante (> 50%)





Anexo C - continuação

Eute	Comum	Ausente	Ausente	Comum	Ausente	Ausente
Fopa	Ausente	Raro	Raro	Ausente	Ausente	Raro
Frag	Constante	Comum	Comum	Ausente	Raro	Comum
Fran	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Gemi	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Gole	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Raro
Gomu	Ausente	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Raro
Gopa	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Raro
Gora	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Comum	Raro
Gymn	Comum	Comum	Comum	Ausente	Ausente	Comum
Haem	Ausente	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente
Hant	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente	Ausente
Kebi	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Raro
Kilu	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Kiob	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Kiir	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro
Kirc	Comum	Raro	Comum	Comum	Ausente	Comum
Lage	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Raro
Leov	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Raro
Lepo	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Lept	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Limn	Ausente	Comum	Ausente	Ausente	Comum	Comum
Lipl	Ausente	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Raro
Meri	Comum	Comum	Ausente	Raro	Constante	Ausente
Meva	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro
Miae	Ausente	Constante	Ausente	Comum	Ausente	Ausente
Mibo	Ausente	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Micr	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente
Mict	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Micy	Ausente	Constante	Comum	Constante	Comum	Ausente
Mino	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Mipa	Ausente	Comum	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Mipu	Ausente	Comum	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Miwe	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum
Moca	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Moci	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Ausente
Moco	Raro	Comum	Raro	Ausente	Constante	Comum
Mofl	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente	Ausente
Mogr	Ausente	Comum	Comum	Ausente	Comum	Raro
Moin	Ausente	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Moko	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente
Momi	Comum	Comum	Comum	Raro	Constante	Comum
Mona	Comum	Raro	Ausente	Raro	Comum	Comum
Mono	Constante	Ausente	Ausente	Comum	Constante	Constante
Mosp	Ausente	Constante	Comum	Ausente	Ausente	Ausente
Mote	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Raro	Ausente
Moto	Raro	Ausente	Ausente	Ausente	Comum	Raro
Moug	Ausente	Raro	Ausente	Comum	Ausente	Constante

Frequência	
	Ausente
	Raro (< 10%)
	Comum (> 10% < 50%)
	Constante (> 50%)





Anexo C - continuação

Myxo		Comum	Comum			
Navi			Comum		Comum	
Neag			Comum			Comum
Nelu						Comum
Neph	Comum			Comum		
Niac			Comum	Comum		
Nipa	Comum				Constante	
Nisp	Comum					
Nitz					Comum	
OCHR		Comum				
Oocy	Comum		Comum	Comum	Comum	Comum
Oola	Comum		Comum	Comum		Comum
Pamo					Comum	
Pedu						Comum
Pega						Comum
Peri	Comum		Comum	Constante		Constante
Pete	Constante	Comum	Comum			Comum
Peum						Comum
Pewi	Comum		Comum			
Phbr	Comum		Comum			
Phco					Comum	
Phlo					Comum	
Phor					Comum	
Phsp				Comum	Comum	
Phsu					Comum	
Pinu					Comum	
Plan	Comum					
Plmo		Comum				
Pseu	Comum	Comum		Comum	Comum	
Psmu	Comum	Constante		Constante	Comum	
Quad		Comum	Comum		Comum	Comum
Qucl	Comum					
RADO	Comum		Constante			Comum
Radi	Comum		Comum	Comum		
Rafe	Comum	Comum				
Rage	Comum					
Rapl			Comum			
Rome					Comum	
Rhab						Comum
Rhad			Comum			
Rhse		Comum				
Rook				Comum		
Scaa					Comum	
Scac				Comum		Comum
Scal		Comum				
Scbi		Comum			Comum	Comum
Scca			Comum			
Scde			Comum			Comum

Frequência	
	Ausente
	Raro (< 10%)
	Comum (> 10% < 50%)
	Constante (> 50%)

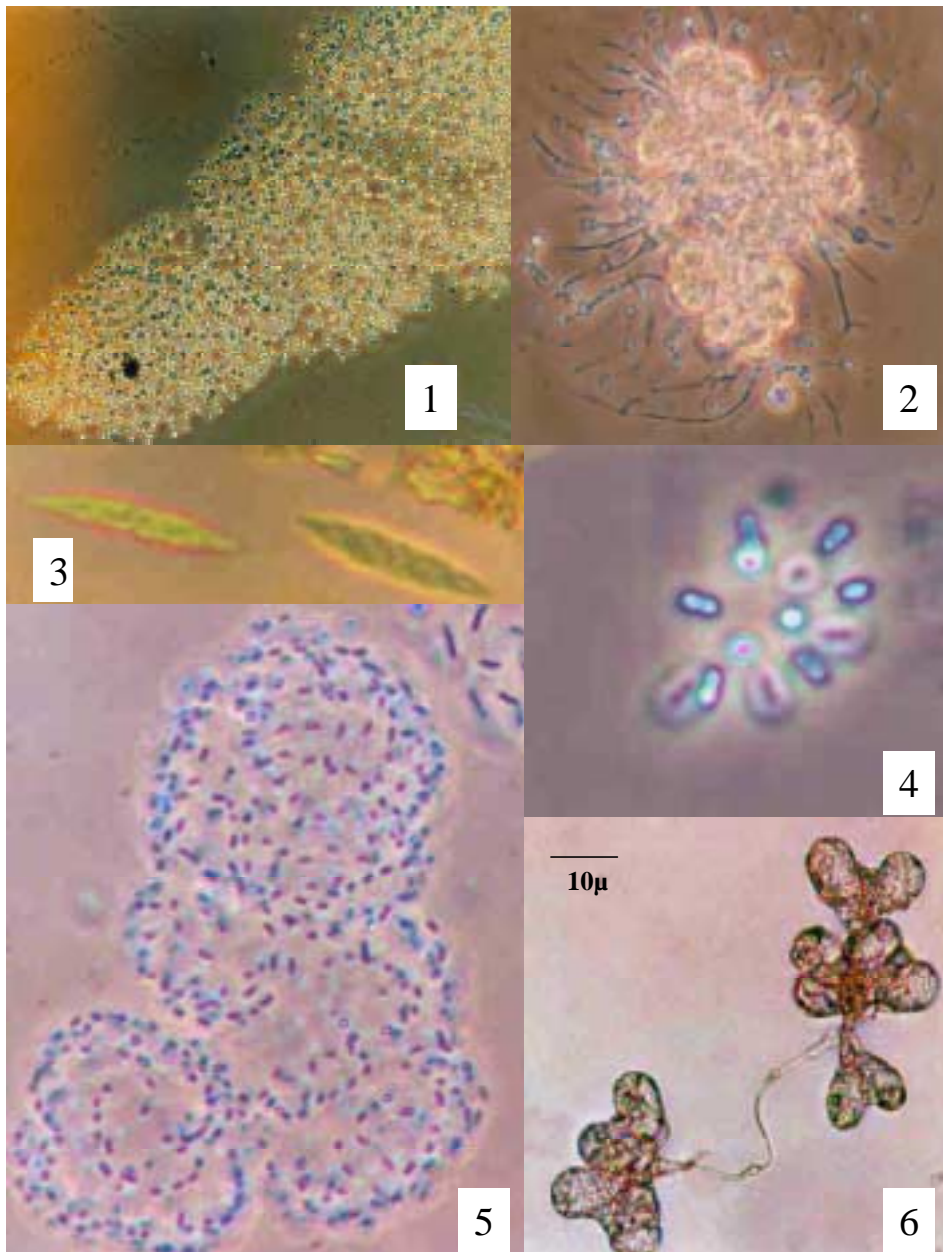
Anexo C - continuação

Scdi						
Scec						
Scen						
Schr						
Scin						
Scob						
Scop						
Scqu						
Scsi						
Scsp						
Sebr						
Spdy						
Spha						
Spon						
Spqu						
Stam						
Stau						
Stgr						
Stsu						
Stte						
Sttr						
Syne						
Syni						
Syns						
Teca						
Tehe						
Teme						
Temi						
Teon						
Tere						
Tero						
Tesp						
Tetm						
Tetr						
Thpl						
Thsp						
Trac						
Trba						
Treu						
Trsc						
Trse						
Trsp						
Trvo						
Trvv						
Webo						
ZIGN						
Xant						

Frequência	
	Ausente
	Raro (< 10%)
	Comum (> 10% < 50%)
	Constante (> 50%)

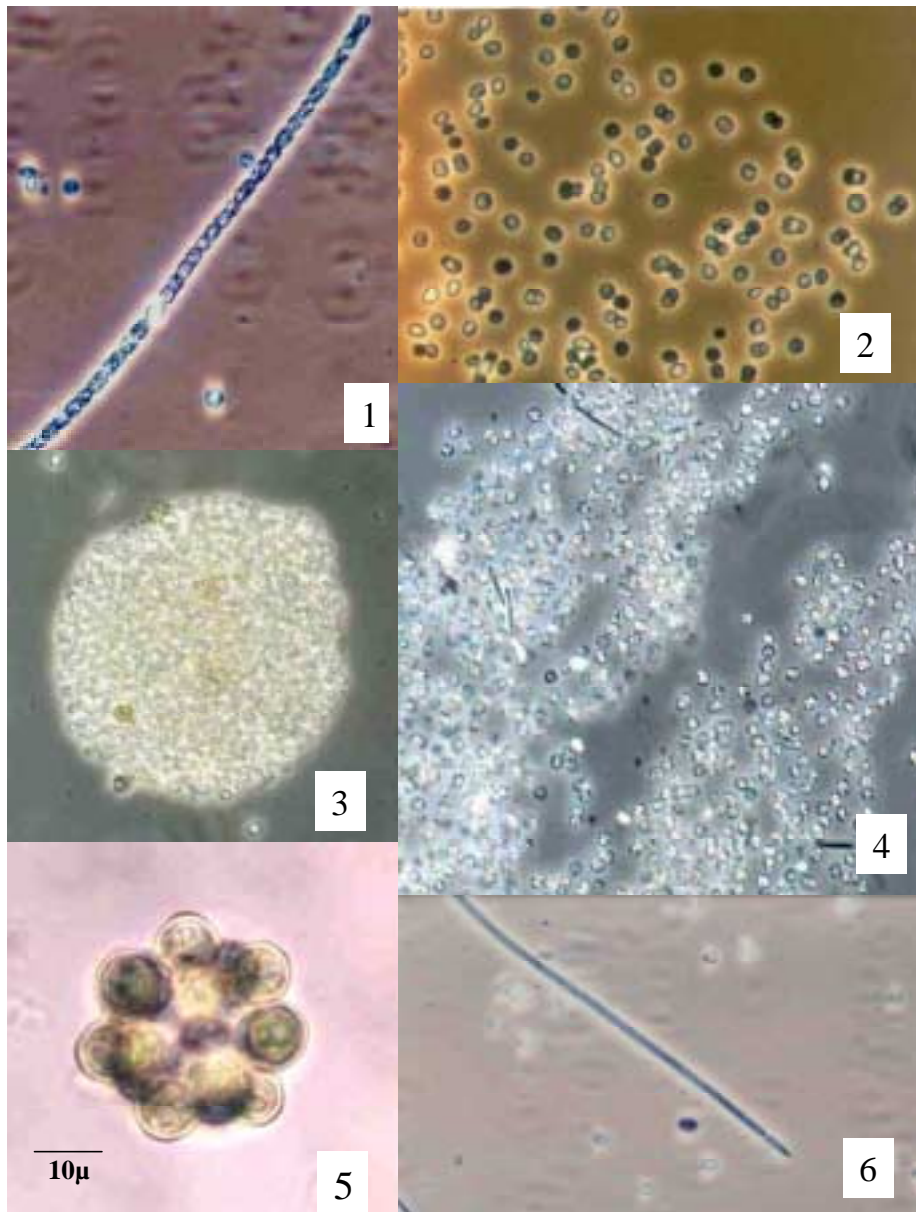
AT= Reservatório Atibainha, BL= Reservatório Billings, CA= Reservatório Cachoeira, IT= Reservatório Itupararanga, PI= Reservatório Pirapora e PN= Reservatório Ponte Nova

RESERVATÓRIO ATIBAINHA



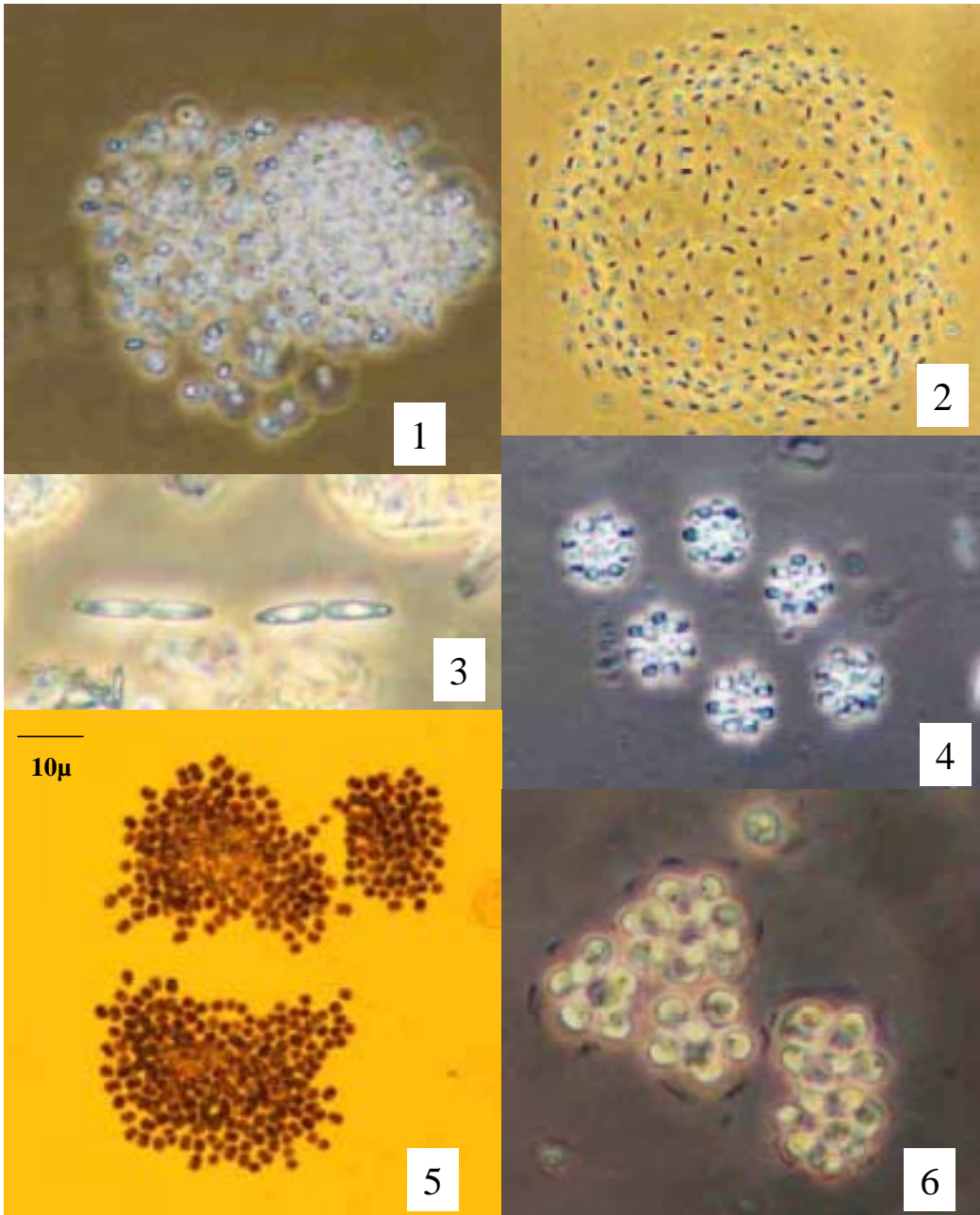
1-*Aphanocapsa holsatica*- 200x 2- *Botryococcus terribilis* - 400x 3-*Closteospira lemanensis* 400x
4- *Radiocystis geminata* 400x 5- *Cyanodictyon iac*200x 6 - *Botryococcus protuberans* 400x

RESERVATÓRIO BILLINGS



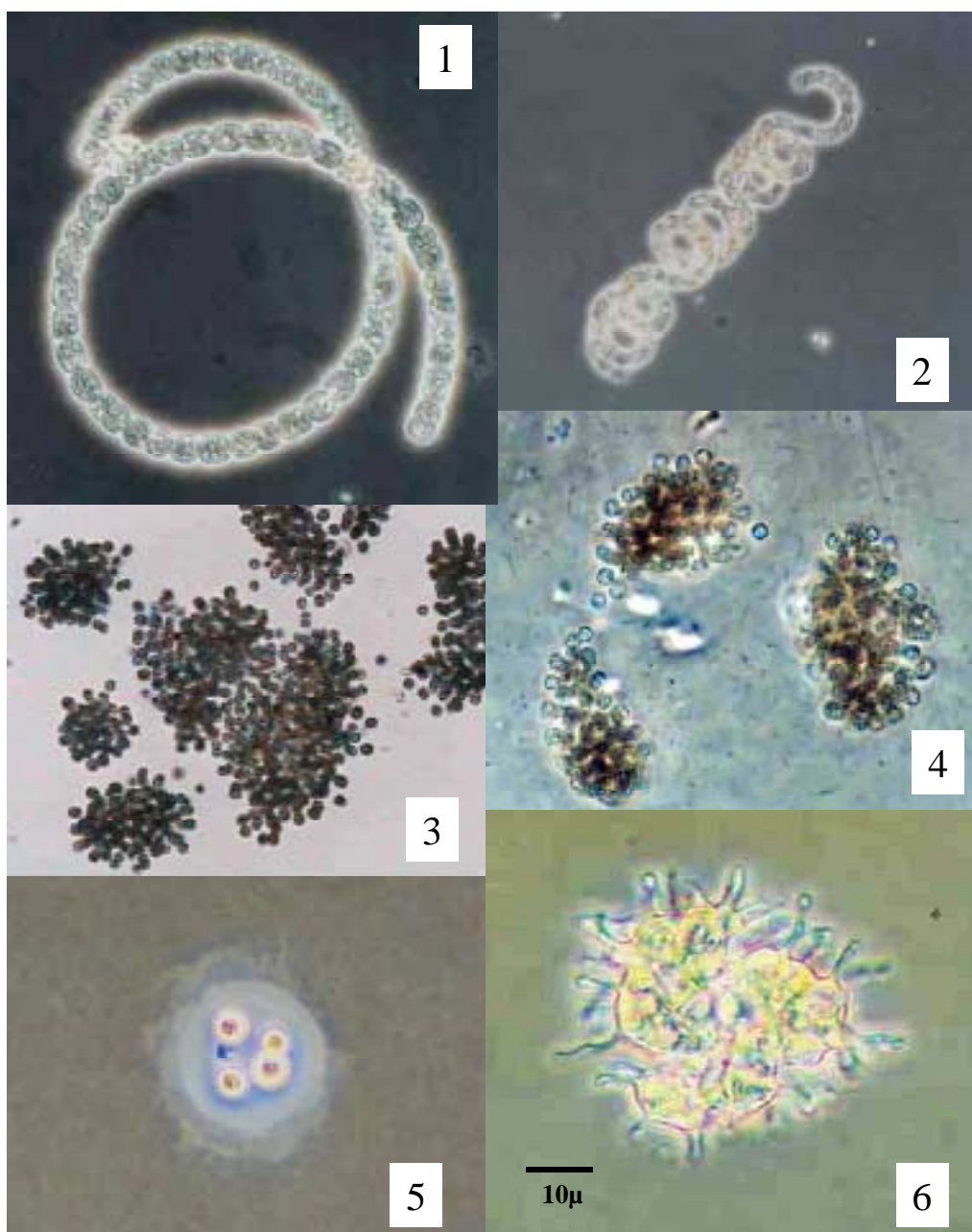
1-*Aphanizomenon cf. gracile* 400x 2 - *Microcystis protocystis* 200x 3 - *Microcystis panniformis* 200x 4- *Microcystis aeruginosa* 200x 5-*Coelastrum microporum* 400x 6- *Cyndrospermopsis raciborskii* 400x.

RESERVATÓRIO CACHOEIRA



1- *Aphanocapsa incerta* 400x 2- *Cyanodictyon iac* 400x 3 - *Clostospora lemanensis* 400x
4- *Eutetramorus fottii* 200x 5- *Radiocystis fernandoi* 200x 6- *Radiococcus planctonicus* 400x

RESERVATÓRIO ITUPARARANGA



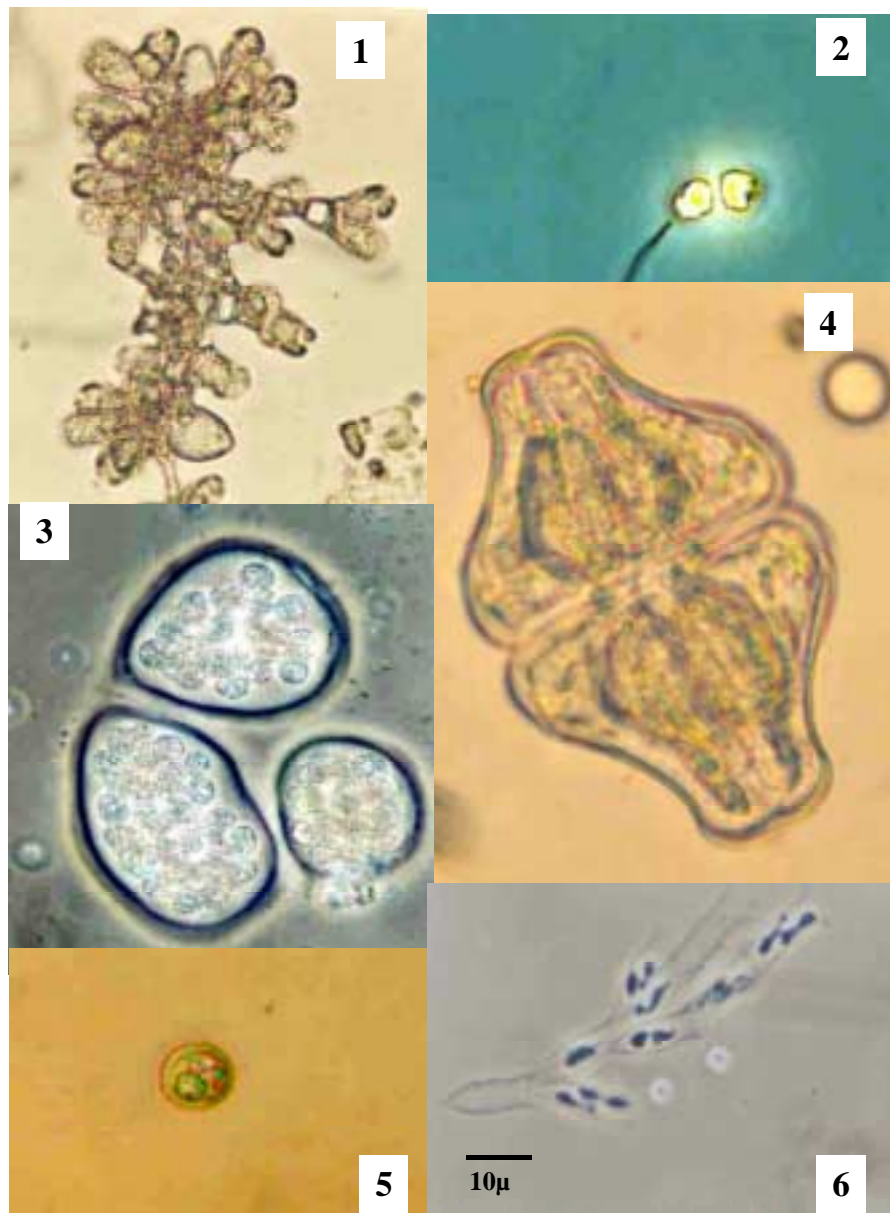
1- *Anabaena circinalis* 400x 2 - *Anabaena spiroides* 200x 3- *Radiocystis fernandoi* 200x
4- *Microcystis novacekii* 400x 5- *Coenochloris hindakii* 400x 6- *Coelastrum cornutum* 400x

RESERVATÓRIO PIRAPORA



1- *Pandorina morum* 400x 2 - *Euglena acus* 200x 3 - *Spondylomorom quartenarium* 400x
4- *Phacus longicauda* 200x 5- *Lepocynclis texta* 630x 6-*Phacus tortus* 400x

RESERVATÓRIO PONTE NOVA



1-*Botryococcus protuberans* 400x 2- *Chlamydomonas* cf. *minutissima* 400x 3- *Microcystis wesenbergii* 400x 4- *Euastrum* sp. 400x 5- *Chlorococcum* cf. *infisionum* 400x 6- *Dinobryon sertularia* 200x