

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL**

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E SANITÁRIO
E A ADSORÇÃO DE FÓSFORO NO SEDIMENTO DA
LAGOA DO TAQUARAL - CAMPINAS -S.P.**

JOÃO TITO BORGES

Campinas - S.P.

1998



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E SANITÁRIO
E A ADSORÇÃO DE FÓSFORO NO SEDIMENTO DA
LAGOA DO TAQUARAL - CAMPINAS -S.P.**

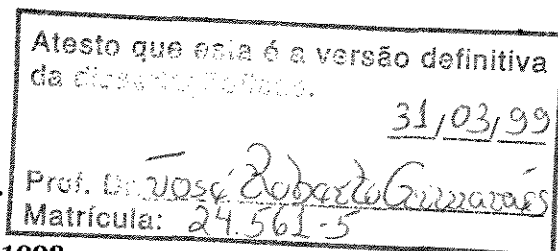
AUTOR: JOÃO TITO BORGES

ORIENTADOR: Dr. JOSÉ ROBERTO GUIMARÃES

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Engenharia Civil
para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de
concentração em Saneamento.

Campinas, S.P.

09 de dezembro de 1998



UNIDADE	BC
N.º CHAMADA:	
Ex	
TAMBO BC/	37493
PRC	C.229199
0	☒
PRC	2811.00
DATA	29/04/99
CPD	

CM-00122810-0

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

B644a Borges, João Tito
Avaliação do estado trófico e sanitário e a adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral – Campinas - SP. / João Tito Borges.--Campinas, SP: [s.n.], 1998.

Orientador: José Roberto Guimarães
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

1. Lagos - Sedimentos. 2. Eutroficação. 3. Limnologia. 4. Água - Qualidade. 5. Fósforo. I. Guimarães, José Roberto. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil. III. Título.

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL**

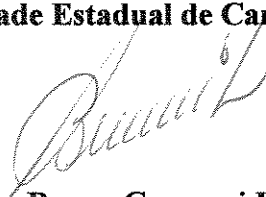
**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E SANITÁRIO
E A ADSORÇÃO DE FÓSFORO NO SEDIMENTO DA
LAGOA DO TAQUARAL - CAMPINAS -S.P.**

JOÃO TITO BORGES

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:


Prof. Dr. José Roberto Guimarães

**Presidente e Orientador
Faculdade de Engenharia Civil
Universidade Estadual de Campinas**


**Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho
Faculdade de Engenharia Civil
Universidade Estadual de Campinas**


**Prof. Dra. Raquel Fernandes Pupo Nogueira
Instituto de Química de Araraquara
Universidade Estadual Paulista - Campus Araraquara**

Campinas, 15 de dezembro de 1998

Dedicatória

Dedico este trabalho:

À minha esposa Cássia.

*A meus pais Sebastião Tito Borges (in memoriam) e Maria de Lourdes
Veiga Borges.*

Aos meus filhos Thales e Túlio.

A meus irmãos.

Agradecimentos

Agradeço à minha esposa Cássia pela dedicação e solidariedade nos momentos mais difíceis e pela sua contribuição na elaboração deste trabalho.

Em especial ao meu irmão Luiz Antonio Borges, pelo estímulo para que eu pudesse realizar este trabalho.

Em especial ao Sr. Luís, funcionário do Parque Portugal, pela sua bondade, seu desprendimento e sua colaboração nas coletas das amostras de barco. Também aos Srs. Paulo e Alcindo e à Neiva, funcionários do Parque Portugal.

Ao Sr. Renato Rosseto (SANASA) pelas informações prestadas sobre a Lagoa.

Ao corpo técnico do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil nas pessoas de Carolina Farah, Hugo Menilo e Marcelo Bartholomei.

Ao meu orientador, Dr. José Roberto Guimarães, pela atenção e entusiasmo com que me auxiliou durante estes três anos.

Aos professores do Departamento de Saneamento da Unicamp, Dr. Edson Aparecido Abdul Nour, Dr. Ruben Bresaola Jr, Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes, Dra. Eglé Novaes Teixeira pela atenção e colaboração e ao Dr. Evaldo Coiado Miranda (Departamento de Hidráulica FEC-Unicamp).

Ao Departamento de Química Ambiental na pessoa do professor Dr. Wilson Jardim. Aos amigos Pedro Fadini, Míriam Nolandí Costa, Maria Tereza Sarti, Cássia Rosa e Cássia Teixeira.

À Dra. Maria do Carmo Calijuri (USP-São Carlos) pela discussão e colaboração.

À Bióloga Vilma Rivelino da Sabesp-São Paulo pela colaboração.

Aos Srs. Carlos Henrique Filisbino e Nelson Menegon Jr. da CETESB -São Paulo.

SUMÁRIO

LISTA DE QUADROS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE ANEXOS.....	xiii
LISTA DE APÊNDICES.....	xiv
RESUMO.....	14
1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVOS.....	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
3.1 Eutrofização.....	19
3.2 Florescimentos de Algas.....	25
3.3 A Avaliação do Estado Trófico (IET).....	27
3.4 O Índice de Estado Trófico de Carlson (IET-Carlson).....	28
3.5 O Elemento fósforo no ambiente.....	32
3.6 O Ciclo de Nutrientes entre sedimento e corpo aquático em lagos.....	34
3.6.1 O Ciclo do Fósforo entre Sedimento e a Coluna d'água.....	35
3.7 Indicadores de Qualidade das Águas.....	41
4 METODOLOGIA.....	46
4.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	46
4.2 MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	47

4.2.2 PARÂMETROS FÍSICOS.....	48
4.2.1.1 Cor Aparente.....	48
4.2.1.2 Turbidez.....	48
4.2.1.3 Condutividade Elétrica.....	49
4.2.1.4 Temperatura.....	50
4.2.1.5 Série de Sólidos.....	50
4.2.2 PARÂMETROS QUÍMICOS.....	51
4.2.2.1 Concentração Hidrogeniônica (pH).....	51
4.2.2.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	51
4.2.2.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	52
4.2.2.4 Oxigênio Dissolvido (OD).....	53
4.2.2.5 Série do Nitrogênio.....	53
4.2.2.6 Carbono Total.....	54
4.2.2.7 Fósforo Total.....	55
4.2.3 PARÂMETROS BIOLÓGICOS.....	56
4.2.3.1 Colimetria.....	56
4.2.3.2 Clorofila <u>a</u>	56
4.3 CARACTERIZAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO	
E IDENTIFICAÇÃO DE ALGAS E OUTROS ORGANISMOS.....	57
4.3.1 CARACTERIZAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO.....	57
4.3.2 IDENTIFICAÇÃO DE ALGAS E OUTROS ORGANISMOS.....	58
4.4. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SEDIMENTO.....	59
4.4.1 ANÁLISES DE PARÂMETROS FÍSICOS DO SEDIMENTO.....	59
4.4.1.1 Umidade.....	59
4.4.1.2 Teor de Matéria Orgânica e Resíduo Fixo.....	60
4.4.1.3 Ensaio de Granulometria.....	60

4.4.1.4 Determinação da Área Superficial.....	60
4.4.2 ANÁLISES QUÍMICAS DO SEDIMENTO.....	61
4.4.2.1 pH.....	61
4.4.2.2 Fósforo Total.....	61
4.4.2.3 Análise Elementar (CHN).....	61
4.4.2.4 Série de Metais.....	62
4.5. ESTUDO DA ADSORÇÃO DO FÓSFORO NO SEDIMENTO.....	62
4.5.1 Amostragem e Tratamento da Amostra do Sedimento.....	62
4.5.2 Reagentes e Soluções.....	63
4.5.3 Equipamentos e Acessórios.....	63
4.5.4 PROCEDIMENTO DO ENSAIO SOB CONDIÇÕES ANAERÓBIAS.....	64
4.5.5 PROCEDIMENTO DO ENSAIO SOB CONDIÇÕES AERÓBIAS.....	65
4.5.6 FÓSFORO REATIVO SOLÚVEL.....	67
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
5.1 DETERMINAÇÃO DO ÍQA E ESTUDO DE CORRELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS.....	68
5.2 CARACTERIZAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO E IDENTIFICAÇÃO DE FITOPLÂNCTON E OUTROS ORGANISMOS.....	77
5.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SEDIMENTO.....	81
5.4 ESTUDO DA ADSORÇÃO DE FÓSFORO NO SEDIMENTO.....	85
6 CONCLUSÕES.....	92
7 RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES.....	93
ANEXOS.....	95
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	104
ABSTRACT	116
APÊNDICES.....	117

LISTA DE QUADROS

1	Efeitos químicos e biológicos indiretos causados pela eutrofização de um ambiente lântico.....	21
2	Problemas econômicos adversos indiretos causados pela eutrofização	22
3	Caracterização trófica de lagos e reservatórios.....	28
4	Valores de índice de estado trófico, a classificação do estado de trofia e seus parâmetros a partir das equações (3.3.1, 3.3.2, 3.3.3)	31
5	Contribuições per capita e concentrações de fósforo no esgoto bruto.....	33
6	Escalas de valores de IQA e respectiva classificação.....	44

LISTA DE FIGURAS

1.1 Vista aérea da Lagoa do Taquaral

Fotógrafo: Cândido Mariano.....16

1.2 Foto parcial da Lagoa do Taquaral

Fotógrafo: Moacir Guerino.....16

3.1. Curvas médias de variação de qualidade das águas.....45

4.1 Forma esquemática da área em estudo (Lagoa do Taquaral), suas estações de monitorização e seus contribuintes46

4.2 Esquema do procedimento do estudo da adsorção de fósforo

sob condições anaeróbias.....65

4.3 Esquema do procedimento do estudo da adsorção de fósforo

sob condições aeróbias.....66

5.1.1 Valores de fósforo total nas estações I, II, III da Lagoa do Taquaral.....68

5.1.2 Valores de clorofila a nas estações de amostragem na Lagoa

do Taquaral durante o ano de 199773

5.1.3 Variação do IQA nos pontos de amostragem da Lagoa do

Taquaral no ano de 199775

5.2.1 Valores de condutividade nas águas da Lagoa do Taquaral

durante o ano de 1997.....79

5.4.1 Curva representando os valores reais e os valores obtidos da modelação da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral para condições anaeróbias em presença de luz.....	87
5.4.2 Curva representando os valores reais e os valores obtidos da modelação da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral para condições anaeróbias em ausência de luz.....	88
5.4.3 Curva representando os valores reais e os valores obtidos da modelação da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral para condições aeróbias em presença de luz.....	88
5.4.4 Curva representando os valores reais e os valores obtidos da modelação da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral para condições aeróbias em ausência de luz.....	89

LISTA DE TABELAS

5.1.1 Resultados das análises das amostras da estação I da Lagoa do Taquaral.....	69
5.1.2 Resultados das análises das amostras da estação II da Lagoa do Taquaral.....	70
5.1.3 Resultados das análises das amostras da estação III da Lagoa do Taquaral.....	71
5.1.4 Coeficientes de correlação (Pearson) entre os valores dos parâmetros analíticos da amostra I	74
5.1.5 Coeficientes de correlação (Pearson) entre os valores dos parâmetros analíticos da amostra I	74
5.1.6 Coeficientes de correlação (Pearson) entre os valores dos parâmetros analíticos da amostra I	74
5.1.7 Valores de IQA e classificação da água nas amostras I, II e III da Lagoa do Taquaral	75
5.2.1 Análises da água na superfície da lagoa no dia da coleta.....	78
5.2.2 Valores de Índice de Estado Trófico de Carlson e classificação encontrados por MATSUMURA-TUNDISI, et al.,1986 e pelo presente trabalho.....	78
5.3.1 Análises físicas e químicas do sedimento	81
5.3.2 Resultados da análise do sedimento do Lago Kasemigaura (Japão) obtidos por FURUMAI & OHGAKI (1989), dos Lagos Loosdrecht (Holanda) BOERS & VAN HESE (1988) e da Lagoa do Taquaral.....	82
5.3.3 Análise granulométrica do sedimento da Lagoa do Taquaral.....	83

5.3.4 Análise elementar (CHN) do sedimento da Lagoa do Taquaral.....	83
5.3.5 Análise da água na superfície da Lagoa do Taquaral no dia da coleta do sedimento.....	84
5.4.1. Valores da concentração de fósforo reativo solúvel encontrado em função do tempo nos experimentos.....	86
5.4.2 Parâmetros experimentais cinéticos e analíticos obtidos no estudo da adsorção de fósforo no sedimento.....	90

LISTA DE ANEXOS

A.1	Valores de IQA para o Reservatório Jaguari.....	96
A.2	Valores de IQA para o Reservatório Barra Bonita.....	97
A.3	Valores de IQA para o Reservatório Billings.....	98
B.1	Relatório de análise elementar do sedimento.....	99
B.2	Relatório de análise da área superficial do sedimento	100
B.3	Relatório da análise por fluorescência de raios-x de energia dispersiva (15 kv)	101
B.4	Relatório da análise por fluorescência de raios-x de energia dispersiva (30 kv).....	102
B.5	Relatório da análise por fluorescência de raios-x de energia dispersiva (45 kv).....	103

LISTA DE APÊNDICES	117
I.1 Precipitação diária no ano de 1997.....	118
I.2 Temperatura máxima diária no ano de 1997.....	119
I.3 Temperatura diária mínima no ano de 1997	120

RESUMO

Borges, João Tito. Avaliação do estado trófico e sanitário e a adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral - Campinas - S.P. Universidade Estadual de Campinas. Dissertação de Mestrado.

Palavras Chave: Lagoa do Taquaral, Sedimento, Classificação, Eutrofização, Fósforo.

Na primeira etapa do presente trabalho foram avaliados o estado trófico e a qualidade da água da Lagoa do Taquaral (CAMPINAS, S.P.) utilizando-se, respectivamente, os índices IET - CARLSON (CARLSON, 1977) e o IQA - CETESB, (CETESB, 1996). A lagoa foi caracterizada como eutrofizada e a qualidade da água se apresentou de ruim a boa na entrada da lagoa e boa na região central e na saída da lagoa.

Esta lagoa já havia sido caracterizada como hipereutrófica (MATSUMURA-TUNDISI, 1986) com presença de “bloom” de cianofíceas, majoritariamente da espécie *Microcystis aeruginosa*, ausência de organismos zooplantônicos e apenas uma espécie de peixe. Diferentemente, a lagoa no presente estudo apresenta diversidade de algas, ausência de “bloom” de algas, presença de organismos zooplantônicos e diversidade de espécies de peixes.

Na segunda etapa do trabalho caracterizou-se química e fisicamente o sedimento e propôs-se a modelagem matemática da adsorção do elemento fósforo no sedimento em condições aeróbias e anaeróbias, na presença e na ausência de luz. As taxas de adsorção de fósforo no sedimento não variaram significativamente nas condições dos experimentos. Observou-se maior afinidade do sedimento pelo elemento fósforo em condições aeróbias, o que está em concordância com trabalhos de CERCO (1989), FURUMAI & OHGAKI (1989) e RYDIN (1996).

1 INTRODUÇÃO

A crescente urbanização tem causado impactos negativos na qualidade das águas dos lagos urbanos. No Brasil verifica-se o fato na Lagoa Pampulha (Belo Horizonte), Lago Paranoá (Brasília), Lago do Parque da Aclimação (São Paulo), Lago do Ibirapuera (São Paulo), entre outros.

A Lagoa Izaura Alves Telles de Lima (Lagoa do Taquaral), objeto do presente estudo, localiza-se no interior do Parque Portugal, no bairro do Taquaral, na cidade de Campinas, Estado de São Paulo.

Situada na bacia hidrográfica que abriga os Bairros do Taquaral, Vila Nova, Guanabara, Chapadão, Castelo e Jardim Conceição, a Lagoa do Taquaral (Figura 1 e Figura 2) foi construída em 1968, para fins recreativos. Suas águas são formadas do represamento do Córrego Guanabara (afluente do Ribeirão Anhumas), das nascentes localizadas na área do parque, das águas do antigo IBC (Instituto Brasileiro do Café) e das galerias de águas pluviais. Apresenta uma área de 165.830 m² e uma profundidade média de 3 metros.

Quando foi construída, também foi implantado o sistema de coletores de esgotos em sua volta, em ambos os lados. Com o passar dos anos, a vazão inicialmente prevista para os coletores foi sendo incrementada e as águas da lagoa passaram a receber descargas de esgoto cada vez maiores. Esta descarga do esgoto proveniente das constantes extravasões pelos poços de visita dos coletores, atingia as galerias de águas pluviais e por conseguinte a lagoa. As reclamações por parte dos usuários eram freqüentes naquela ocasião.

Estudos limnológicos realizados em 1984 por pesquisadores da Universidade Federal de São Carlos, caracterizaram a lagoa como sendo um ambiente hipereutrófico (MATSUMURA-TUNDISI et al., 1986).

No ano de 1985 foram realizados levantamentos das fontes poluidoras e o mapeamento das atividades que poderiam estar contribuindo para a deterioração da qualidade das águas da lagoa (FABIANO, et al., 1985). No estudo, foram pesquisadas 31 fontes poluidoras. As análises das águas dos tributários comprovaram a existência de ligações clandestinas de esgotos ou a infiltração da própria rede coletora para as galerias de águas pluviais.

Houve a partir de então, a realização de obras pela prefeitura do município, em conjunto com a SANASA (que é uma empresa autônoma de abastecimento e saneamento do Município de Campinas) com o objetivo de melhorar a qualidade da água e amenizar as inconveniências provocadas pela eutrofização.

No ano de 1985 foram construídos canais de contenção de cheias à montante da Lagoa, servindo também como decantação de sólidos mais densos, realizando uma redução da carga afluyente, proveniente das galerias pluviais existentes.

Foram realizadas dragagens do sedimento no ano de 1989.

Em 1996, foi construído novo interceptor de esgoto, margeando a lagoa com a finalidade de eliminar os problemas de poluição anteriormente existentes, que ocorriam em virtude do subdimensionamento das antigas tubulações que apresentavam constantes vazamentos de esgoto alcançando a Lagoa.

A única atividade exercida na Lagoa é a recreação com barcos movidos a pedal (pedalinho) porém, o Parque Portugal é local de apresentações artísticas em sua concha acústica e lugar preferido para as atividades esportivas, sendo uma referência deste tipo de espaço no Brasil. A grande expectativa por parte dos usuários é quanto à liberação da pesca que permanece proibida.

Existe a carência de estudos mais aprofundados do corpo d'água, como a caracterização do sedimento, o conhecimento da microbiota do sistema, no sentido de auxiliar na recuperação definitiva deste corpo d'água. Neste sentido, o estudo se propõe a contribuir no entendimento de aspectos limnológicos e sanitários neste lago tropical urbano.

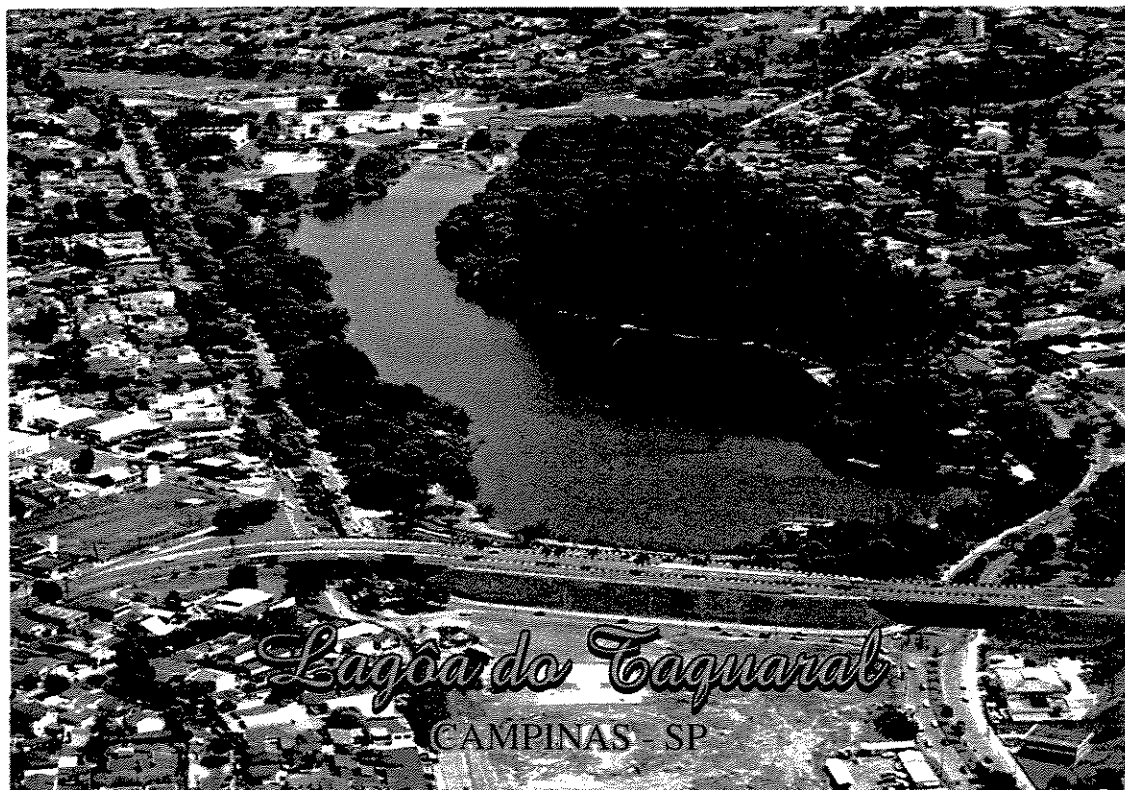


Figura 1.1 Vista aérea da Lagoa do Taquaral

Fotógrafo : Cândido Mariano



Figura 1.2 Foto Parcial da Lagoa do Taquaral

Fotógrafo : Moacir Guerino

2 OBJETIVOS

Na primeira etapa do presente trabalho o objetivo foi :

- realizar a monitorização da qualidade da água, para se conhecer as condições sanitárias da “Lagoa do Taquaral”;
- classificar a qualidade da água, utilizando-se o Índice de Qualidade de Águas - IQA (CETESB, 1996);
- avaliar o estado de trofia do lago, utilizando-se o Índice de Estado Trófico de Carlson - IET (CARLSON, 1977), procedendo-se também a identificação da comunidade fitoplancônica e de outros organismos no hepilímnio com o objetivo de comparar com os resultados obtidos nos estudos de MATSUMURA-TUNDISI et al. (1986) .

Na segunda etapa do trabalho o objetivo foi :

- caracterizar química e fisicamente o sedimento do lago;
- investigar a transferência e mobilidade do elemento fósforo da coluna d’água para o sedimento da lagoa. Verificar se o sedimento do lago se comporta como um armazenador do elemento fósforo, determinando a taxa de adsorção do elemento pelo sedimento nas condições aeróbias e anaeróbias na presença e na ausência de luz.
- propor uma equação que modele a adsorção de fósforo no sedimento nas condições dos experimentos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A eutrofização, a importância do elemento fósforo no processo da eutrofização, o grau de trofia de lagos, a qualidade da água, o ciclo de nutrientes entre sedimento e coluna d'água, são discutidos na revisão bibliográfica.

3.1 EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização é o processo que resulta do aporte de nutrientes essenciais para o fitoplâncton e as plantas aquáticas superiores em um ambiente lântico. Este processo é portanto, a transformação de um meio oligotrófico (pobre em nutrientes) em um meio eutrófico (rico em nutrientes), gerando uma produção excessiva da vegetação aquática, que provoca uma reação em cadeia, tendo como resultado final a quebra do equilíbrio ecológico. O fenômeno da eutrofização ocorre quando no ambiente aquático passa a haver mais produção de matéria orgânica do que o sistema pode decompor.

O crescimento e a posterior morte de algas quando se sedimentam, provocam a contribuição de matéria orgânica à região mais profunda dos lagos e represas (zona bentônica). A decomposição desta matéria orgânica, implica em uma substancial redução da massa de oxigênio dissolvido disponível no corpo d'água. Como nesta região não há normalmente produção fotossintética, em função da ausência de luminosidade, pode ocorrer um consumo completo de todo o oxigênio disponível, atingindo-se uma condição de anaerobiose.

O aumento da concentração de nutrientes no corpo aquático influi não só no acréscimo da densidade de algas, mas também pode causar alterações qualitativas, como o surgimento de novas espécies e o desaparecimento de outras.

A eutrofização artificial ou “cultural” é a designação empregada para diferenciar a ação do homem daquela causada na evolução dos ambientes aquáticos, isto é, a eutrofização causada por um influxo nutritivo natural (HENRY et al., 1983).

Ao atingir o estágio eutrofizado, a água se torna imprópria para o abastecimento, mesmo com tratamento convencional, em função da alta quantidade de substâncias tóxicas e malcheirosas excretadas pelas algas. Nestas condições, surgem gases resultantes da atividade de bactérias anaeróbias, entre os quais, o gás sulfídrico e a amônia. São gases extremamente tóxicos para a maioria dos organismos aquáticos, especialmente os peixes.

No estágio final do processo de eutrofização artificial, o ecossistema lacustre diminuir a profundidade, apresentar a coluna d'água com deficiência de oxigênio, organismos mortos flutuando na superfície e freqüentes proliferações algais. A presença dessas características indica que o ecossistema está agonizante e só poderá ser salvo à custa de investimentos elevados e uso de tecnologia adequada (ESTEVES, 1998).

A fertilização excessiva do ambiente aquático compromete fortemente a sua utilização para diversas finalidades (abastecimento doméstico e industrial, geração de energia, navegação, etc), constituindo-se inclusive em um prejuízo de ordem estética e até mesmo recreacional. Esta situação é particularmente mais agravada nos chamados ambientes lênticos (lagos e represas) que apresentam um elevado tempo médio de residência da água.

MEHNER & BENNDORF (1995) apresentam um resumo dos efeitos causados pela eutrofização de ambientes lênticos (lagos e represas).

No Quadro 1 são apresentados os efeitos da eutrofização sobre as várias comunidades e sobre parâmetros físicos e químicos da água.

Quadro 1 Efeitos químicos e biológicos indiretos causados pela eutrofização de um ambiente lântico

FATOR AFETADO	MUDANÇA	MECANISMO OCORRIDO
PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DA ÁGUA	1. DECAIMENTO DO OXIGÊNIO 2. FORMAÇÃO DE H ₂ S 3. AUMENTO NA TURBIDEZ 4. AUMENTO NO pH 5. MUDANÇA NO EQUILÍBRIO DE NH ₄ ⁺ PARA NH ₃	1. ACUMULAÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE PLANTAS NO SEDIMENTO 2. CONSUMO DE OXIGÊNIO 3. AUMENTO DA DENSIDADE DE ALGAS 4. CONSUMO DE CO ₂ 5. AUMENTO NO pH
FITOPLÂNCTON	6. MUDANÇA NA COMUNIDADE 7. TROCA DA PREDOMINÂNCIA DE ALGAS VERDES E DIATOMÁCEAS PARA CIANOBACTÉRIAS	6. DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES E LUZ 7. MUDANÇAS NAS PROPORÇÕES ENTRE OS NUTRIENTES, AUMENTO DO pH
MACRÓFITAS	8. REDUÇÃO NA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES 9. DESAPARECIMENTO DE ESPÉCIES SUBMERSAS	8. MENOR ESTABILIDADE ENRAIZAMENTO 9. AUMENTO DA CARGA DE DETRITOS, COMPETIÇÃO COM ALGAS EPIFÍTICAS
ZOOPLÂNCTON	10. AUMENTO DA BIOMASSA COM O ESTADO TRÓFICO 11. MUDANÇAS NA COMPETIÇÃO ENTRE AS ESPÉCIES 12. MUDANÇAS DE <i>COPÉPODOS</i> PARA <i>CLADÓCEROS</i> 13. MUDANÇA DE GRANDES ESPÉCIES DE <i>CLADÓCEROS</i> PARA ESPÉCIES MENORES	10. AUMENTO DA DENSIDADE ALGAL 11. DIFERENTES CONDIÇÕES DE DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES E CONDIÇÕES ABIÓTICAS DA ÁGUA 12. EFICIÊNCIA DAS ESPÉCIES QUE ATUAM COMO FILTRO ECOLÓGICO NA PRESENÇA DE ALIMENTO (ALGAS) 13. PREDACÃO PELOS PEIXES
ZOOBENTOS	14. AUMENTO DA BIOMASSA 15. DIMINUIÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES 16. MUDANÇAS NA COMPETIÇÃO ENTRE AS ESPÉCIES	14. MAIOR DENSIDADE DE ALIMENTOS 15. DIMINUIÇÃO ACENTUADA DO OXIGÊNIO NO FUNDO 16. PREDACÃO POR INVERTEBRADOS
PEIXES	17. AUMENTO DA BIOMASSA COM A EUTROFIA 18. MUDANÇA NA PREDOMINÂNCIA DE <i>SALMONÍDIOS</i> PARA <i>PERCÍDIOS</i> E DEPOIS PARA <i>CIPRINÍDIOS</i>	17. AUMENTO DA DENSIDADE DE ALIMENTOS (NÍVEIS TRÓFICOS) 18. DIMINUIÇÃO DE OXIGÊNIO NO FUNDO REDUÇÃO DAS PLANTAS LITORÂNEAS E AUMENTO DA TURBIDEZ

FONTE : adaptado de MEHNER & BENNDORF (1995)

No Quadro 2 são apresentados alguns problemas de ordem econômica causados pela eutrofização.

Quadro 2 Problemas econômicos adversos indiretos causados pela eutrofização

FATOR AFETADO	MUDANÇA	MECANISMO
ABASTECIMENTO DE ÁGUA	1. CAUSA ODORE E SABOR NA ÁGUA 2. PRODUTOS INDESEJADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA	1. ALGAS 2. PREJUDICA NA PRECIPITAÇÃO DE COAGULANTES (Fe/ Al)
SAÚDE PÚBLICA	3. VÁRIAS DOENÇAS 4. CONTAMINAÇÃO EM SISTEMAS DE HEMODIÁLISE	3. CONTATO DIRETO COM TOXINAS DE CIANOBACTÉRIAS, DESENVOLVIMENTO DA BACTÉRIA (<i>CLOSTERIUM BOTULINUM</i>) APÓS “BLOOM” DE ALGAS E OCORRÊNCIA DE ESQUITOSSOMOSE 4. TOXINAS GERADAS POR ALGAS PRESENTES EM ÁGUAS UTILIZADAS EM PROCESSOS DE HEMODIÁLISE
RECREAÇÃO	5. RESTRIÇÃO NO USO DE ÁGUAS PARA BANHO OU ESPORTE NÁUTICO	5. “BLOOM DE ALGAS”; CRESCIMENTO DE MACRÓFITAS; AUMENTO DA SEDIMENTAÇÃO DIMINUINDO A PROFUNDIDADE DE LAGOS
MERCADO DE PESCADO	6. MORTANDADE DE PEIXES 7. QUALIDADE DO PESCADO	6. DEPLEÇÃO DO OXIGÊNIO DURANTE O VERÃO; TOXINAS LIBERADAS POR CIANOBACTÉRIAS APÓS “BLOOM” DE ALGAS; PRESENÇA DE AMÔNIA LIVRE EM VALOR DE pH MAIS ALTO 7. DESVALORIZAÇÃO DO PESCADO

FONTE - adaptado e modificado de MEHNER & BENNDORF (1995)

Ao contrário de regiões de clima temperado, em lagos e reservatórios tropicais, a temperatura por estar acima dos valores limitantes ao crescimento, não tem efeitos significativos sobre a variação temporal do fitoplâncton. A disponibilidade de nutrientes, a radiação subaquática (transparência) e fatores bióticos (herbivoria e parasitismo) são fatores mais importantes.

A comunidade de algas num ambiente aquático é influenciada principalmente pela presença dos elementos fósforo e nitrogênio. O nitrogênio é essencial à síntese de protoplasma e é um elemento constituinte da molécula da clorofila. O fósforo exerce papel importante no metabolismo de carboidratos e toma parte na constituição de proteínas e nucleotídeos e desempenha um papel relevante na maioria dos processos celulares, especialmente aqueles envolvendo a geração e a transformação de energia

metabólica. A população de algas em corpos aquáticos é limitada pela presença de nutrientes e luz. Nos lagos, os níveis de nitrato e fosfato são frequentemente baixos e um elemento ou outro pode ser o fator limitante para o crescimento das algas e, portanto, do restante da cadeia alimentar que depende do crescimento desses organismos vivos.

O conceito de nutriente limitante é baseado na premissa de que, a uma dada estequiometria, o nutriente que irá controlar o crescimento da massa algal é o nutriente que será exaurido primeiramente, ou aquele que atinge um valor mínimo antes dos outros, (SALAS & MARTINO, 1991). Se for considerado somente fósforo e nitrogênio, para cada átomo de fósforo são necessários vinte átomos de nitrogênio para formar as moléculas das células dos organismos vivos. Se a relação N:P num corpo d'água fosse 30:1, certamente todo o fósforo seria consumido antes de todo nitrogênio, por outro lado, se a relação fosse 6:1, a remoção mais rápida do nitrogênio limitaria o crescimento biótico (O'NEILL, 1993).

Em estudos do fenômeno da eutrofização, considerada como um fenômeno poluidor indesejável, muitas vezes o que mais interessa não é o teor de nutrientes na massa líquida, mas sim o seu potencial de gerar biomassa. Esta comprovação pode ser efetuada com a realização de experimentos de enriquecimento artificial por nutrientes inorgânicos e medir seus efeitos no fitoplâncton (HENRY, 1986).

Alguns enfoques metodológicos foram descritos por HENRY et al. (1983), para detectar e prevenir a eutrofização e suas conseqüências:

- estudar as concentrações de nutrientes na água e seu suprimento;
- fazer bioensaios algais e estudo experimental em escala de laboratório sobre o efeito dos nutrientes no crescimento de algas;
- realizar estudos nos próprios ambientes sobre a produção da matéria orgânica e suas limitações por nutrientes ou outros fatores;
- estabelecer um modelo entre o suprimento de nutrientes, concentrações e seus impactos na qualidade da água.

O que se deseja é conhecer os fatores nutricionais que limitam o crescimento da massa algal para o corpo aquático em estudo. Para conhecer o nutriente limitante

adiciona-se nutrientes em variadas proporções, avaliando-se as reações das populações fitoplantônicas ou do organismo teste quanto ao enriquecimento.

Várias formas de resposta à adição de nutrientes podem ser utilizadas:

- medidas da biomassa (clorofila a);
- contagem de células;
- carbono 14;
- oxigênio dissolvido;
- potencial de crescimento algal (concentração máxima de células obtida por gravimetria).

Para evitar o carreamento de nutrientes para lagos e represas, pode-se utilizar de práticas de uso adequado do solo ou restrições legais descritas por MEHNER & BENNDORF (1995):

- prevenção da erosão do solo e do lixiviamento;
- aplicação adequada de fertilizantes;
- disposição adequada ou reuso de resíduos da criação intensiva de animais;
- tratamento avançado de águas residuárias (tratamento terciário);
- princípio do poluidor-pagador;
- controle de detergentes (redução de fósforo nas formulações de detergentes);
- restrições no uso e ocupação do solo de bacias de drenagem.

Numa abordagem mais profunda FORSBERG (1998) cita outras práticas e políticas que podem ser utilizadas, dentre as quais:

- abandono de subsídios para fertilizantes, no sentido de evitar desperdício de recursos financeiros;
- redução do uso de fertilizantes minerais através de taxas (impostos) e prover incentivo no uso de fertilizantes orgânicos;
- educação ambiental e agrícola no sentido de reduzir o excesso de uso de fertilizantes;
- recuperação de várzeas naturais para a retenção de nutrientes.

3.2 FLORESCIMENTOS DE ALGAS

As algas afetam as propriedades físicas da água (turbidez e cor) as propriedades químicas (pH e nível de oxigênio) e propriedades biológicas (estrutura da cadeia alimentar). Estas propriedades são interdependentes e afetadas tanto pela composição quanto pela biomassa de algas.

O aumento da concentração de nutrientes nos ambientes aquáticos, implica não só o aumento da densidade algal, mas também alterações qualitativas, como o surgimento de novas espécies e o desaparecimento de outras. Nos lagos eutrofizados artificialmente observam-se nos meses mais quentes do ano, altas densidades populacionais de algas, sobretudo as algas azuis (cianofíceas dos gêneros *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Anabaena* e *Aphanizomenon*) que ostentam florações características do processo de eutrofização artificial (ESTEVES E BARBOSA, 1986).

Os florescimentos de algas nos mananciais superficiais, especialmente algas filamentosas, ocorrem em determinadas circunstâncias e comprometem seriamente no desempenho das estações de tratamento de água, tanto pela redução da vazão da água tratada, quanto pelo aumento do consumo de água de lavagem dos filtros.

Dentre estes problemas associados com a presença de algas nas águas para abastecimento podem ser citados :

- colmatação dos filtros, diminuindo a duração da carreira de filtros;
- interferência com processos de coagulação e floculação;
- passagem através dos filtros causando turbidez e cor na água tratada;
- liberação de toxinas.

DI BERNARDO, et al. (1995) defrontando com o problema de florescimento de algas filamentosas, do grupo das diatomáceas (*Melosira* sp), em uma represa utilizada para fins de abastecimento, otimizaram a dosagem de sulfato de alumínio a um pH adequado, resultando na melhora dos processos de coagulação e floculação, evitando a diminuição da carreira dos filtros por colmatação.

A SANASA (Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento) em Campinas, Estado de São Paulo, foi obrigada a modificar o sistema de tratamento de

água aumentando as concentrações de carvão ativado e polieletrólito, devido à proliferação constante de algas do gênero *Simura sp* no Rio Atibaia, quando as obras de um aterro de lagoas com alto nível de eutrofização, na cidade de Atibaia, se deslocaram para este rio que abastece a cidade de Campinas (MARTINS, 1997).

Em janeiro de 1998, houve intensa floração de algas do gênero *Simura sp.*, no Rio Capivari na Região Sul de Campinas. A SANASA aprimorou seus sistemas preventivos nas estações de captação no rio Capivari, no Jardim Irmãos Sigrist, evitando o episódio que ocorreu no Rio Atibaia no ano de 1997 (MARTINS, 1998).

A produção de toxinas devido ao florescimento de algas cianofíceas é discutida no trabalho de KENEFICK, et al.(1993), segundo os autores, algas dos gêneros *Microcystis*, *Anabaena* e *Aphanizomenon*, produzem hepatotoxinas e neurotoxinas. As neurotoxinas, produzidas principalmente por espécies de *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Cylindrospermopsis*, agem no sistema nervoso, causando bloqueio neuromuscular, que leva à morte do organismo afetado por parada respiratória, em poucas horas. As hepatotoxinas, produzidas geralmente por espécies de *Microcystis*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Anabaena* e *Nostoc*, agem no fígado causando desintegração e ruptura da estrutura interna desse órgão. Os sintomas de intoxicação nos organismos teste são: fraqueza, diarreia, extremidades frias e aumento do volume do fígado.

No Brasil, comprovou-se o efeito tóxico das algas em processos de hemodiálise, provocando a morte de 52 pessoas por hepatite tóxica na cidade de Caruaru, no Estado de Pernambuco (CRUZ, 1997).

Segundo BANENS & DAVIS (1998) a eutrofização é um dos maiores problemas no gerenciamento de recursos hídricos na Austrália. Em 1991 houve “bloom” de algas das espécies *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena circinalis*, ao longo de 1000 km no Rio Murray (região agrícola mais importante daquele país). Houveram mortes de animais e contaminação da água para consumo. O evento recebeu ampla divulgação pela imprensa. A partir de então foram criadas várias comissões para resolver o problema.

NOLANDI COSTA (1998) estudando a ocorrência de algas do gênero *Microcystis* no período de chuvas no Reservatório de Salto Grande (Americana -S.P.) verificou a predominância de formação de “blooms” deste gênero de algas, com predominância da espécie *Microcystis aeruginosa* com relação a outras espécies. A

decomposição desta mesma espécie de algas provocou mal cheiro na represa Billings, na cidade de São Paulo e afetou toda a população da região (FRANÇA, 1997).

Em agosto de 1998 houve mortandade de peixes por asfixia no Lago do Ibirapuera. Foram recolhidos mais de 150 kg de tilápias e carpas que boiavam mortas numa região do lago (PAULA & FRANÇA, 1998). No dia 20 de setembro de 1998, a Sabesp (Empresa de saneamento básico do estado de São Paulo) inaugurou um sistema de tratamento tipo modular de flotação e dragagem com o objetivo de recuperar e manter a qualidade da água do Lago do Parque da Aclimação.

3.3 AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO (IET)

O estudo do fenômeno da eutrofização é de grande interesse na avaliação da poluição hídrica, pois está relacionado à produção primária (fotossíntese) dos organismos vegetais. A trofia indica o grau de fertilização dos sistemas hídricos. Quanto maior o grau de trofia, mais intensa é a formação de biomassa e maior será o consumo de oxigênio para a sua decomposição (SPERLING, 1996). Em resumo tem-se dois níveis referenciais de trofia:

- oligotrofia - baixas concentrações de nutrientes, lagos claros e com baixa produtividade;
- eutrofia - altas concentrações de nutrientes, lagos com elevada produtividade comparados ao nível natural.

Com o objetivo de caracterizar com maior precisão o nível trófico, desdobra-se as classificações acima em outros níveis, como pode ser observado no Quadro 3.

Quadro 3 Caracterização trófica de lagos e reservatórios

ITEM	GRAU DE TROFIA				
	ULTRAOLIGOTRÓFICO	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO	HIPEREUTRÓFICO
BIOMASSA	BASTANTE BAIXA	REDUZIDA	MÉDIA	ALTA	BASTANTE ALTA
FLORAÇÃO DE ALGAS VERDES E/OU CIANOFÍCEAS	BAIXA	BAIXA	VARIÁVEL	ALTA	BASTANTE ALTA
MACRÓFITAS	BAIXA OU AUSENTE	BAIXA	VARIÁVEL	ALTA OU BAIXA	BAIXA
DINÂMICA DE PRODUÇÃO	BASTANTE BAIXA	BAIXA	MÉDIA	ALTA	ALTA, INSTÁVEL
DINÂMICA DE OXIGÊNIO NA CAMADA SUPERIOR	NORMALMENTE SATURADO	NORMALMENTE SATURADO	VARIÁVEL EM TORNO DA SUPERSATURAÇÃO	FREQÜENTEMENTE SUPERSATURADO	BASTANTE INSTÁVEL, DE SUPERSATURAÇÃO À AUSÊNCIA
DINÂMICA DE OXIGÊNIO NA CAMADA INFERIOR	NORMALMENTE SATURADO	NORMALMENTE SATURADO	VARIAÇÃO ABAIXO DA SATURAÇÃO	ABAIXO DA SATURAÇÃO À COMPLETA AUSÊNCIA	BASTANTE INSTÁVEL, DE SUPERSATURAÇÃO À AUSÊNCIA
PREJUÍZO AOS USOS MÚLTIPLOS	BAIXO	BAIXO	VARIÁVEL	ALTO	BASTANTE ALTO

Fonte: SPERLING (1996)

SPERLING (1994) apresenta uma coletânea de diversas referências, onde são caracterizados diferentes índices de níveis tróficos, propostos por diversos autores em termos de concentração de fósforo total, clorofila a e transparência. A coletânea ressalta a grande amplitude e a sobreposição de valores dos parâmetros, nas faixas propostas por diversos autores, indicando um acentuado grau de dificuldade em se utilizar estes índices de classificação de estado trófico.

3.4 O ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO DE CARLSON (IET-CARLSON)

A ecologia de lagos de pequeno e de grande porte está intimamente associada com os sistemas que atuam em sua bacia hidrográfica e que causam diferentes tipos de impactos. As vazões, a qualidade dos afluentes, a taxa de evaporação, a extensão da zona de litoral, o tempo de permanência da água no reservatório, a presença de vegetação submersa e o clima, influenciam na alteração temporal da qualidade da água acumulada (CALIJURI, 1988).

A preservação da qualidade das águas superficiais é essencial à manutenção das diferentes formas de vida nela existentes. Com relação ao homem, seu bem estar e seu desenvolvimento sócio-econômico dependem fundamentalmente de água de qualidade adequada.

Na medida em que se torna mais intenso e diversificado o uso dos mananciais e de suas bacias hidrográficas, maior é a necessidade de se definir formas de manejo sustentado e de gerenciamento desses ecossistemas. Para isso, torna-se necessário uma monitorização sistemática, que resulta em séries temporais de dados que permitam avaliar a evolução da qualidade do corpo aquático e conhecer as tendências de sua variação, sendo a caracterização do estado de trofia de lagos e reservatórios uma ferramenta utilizada para gerenciamento da qualidade de águas interiores tanto para a comunidade científica, quanto para as autoridades relacionadas à saúde pública e ao saneamento.

Normalmente, os dados acumulados são abundantes e relacionados com 15 a 20 parâmetros ou até mais. Para facilitar a sua interpretação, pode-se recorrer a “índices” que resumem em um único ou em poucos valores o conjunto de informações obtidas. Dentre estes, o Índice de Estado Trófico (CARLSON, 1977) permite uma avaliação limnológica bastante aproximada do nível de enriquecimento nutricional de um corpo aquático e abrange apenas três parâmetros (transparência, clorofila “a” e fósforo total). Trata-se de uma forma simples de analisar um conceito multidimensional que envolve critérios de oxigenação, de transparência, de nutrientes eutrofizantes, de biomassa, de composição e concentração de fitoplâncton, entre outros dados.

O Índice de Estado Trófico de Carlson incorpora a maioria dos lagos numa escala classificatória decimal com valores de 0 a 100. Cada divisão representa a duplicação da biomassa algal. Quanto maior o Índice, maior o grau de trofia apresentado pelo lago, menor profundidade da zona eufótica, maiores valores de biomassa planctônica e maior o teor de fósforo total, indicando portanto uma piora na qualidade da água (um maior grau de eutrofização). Para a confecção do índice foi feita uma análise de regressão correlacionando estes parâmetros.

As equações que representam os valores de índice de estado trófico (I.E.T.) em função dos parâmetros relacionados são:

$$\text{I.E.T. (TRANSPARÊNCIA)} = 10 * \{6 - \ln(\text{DS})/\ln 2\} \quad (3.4.1)$$

$$\text{I.E.T. (Cla)} = 10 * [6 - \{2.04 - 0.68 * \ln(\text{CLa})/\ln 2\}] \quad (3.4.2)$$

$$\text{I.E.T. (PT)} = 10 * [6 - \{(\ln 48/\text{PT})/\ln 2\}] \quad (3.4.3)$$

onde:

DS = disco de Secchi

PT = fósforo total

Cla = clorofila a

A escala é numérica, permitindo um grande número de classes individuais de lagos, isto permite maior sensibilidade em descrever mudanças no estado trófico. O índice pode ser estimado a partir de qualquer uma das variáveis.

O Quadro 4, mostra, como exemplo, as amplas faixas de valores dos parâmetros utilizados no índice, obtidos da substituição de valores de fósforo total, clorofila a e transparência nas equações, (3.4.1, 3.4.2, 3.4.3).

KRATZER & BREZONIK (1981) propuseram uma modificação do índice à partir de dados de lagos do estado da Flórida (EUA). Como nos lagos predominava o nitrogênio como nutriente limitante, o índice proposto por estes autores foi acrescido do parâmetro nitrogênio. Uma das grandes contribuições dos autores foi a proposição de transformar o Índice de escala decimal de Carlson em um índice classificatório, isto é, para cada valor obtido através do índice de Carlson é possível classificar o estado de trofia do lago.

Quadro 4 Valores de Índice de Estado Trófico, a classificação do estado de trofia e seus parâmetros a partir das equações (3.3.1, 3.3.2, 3.3.3).

CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO**	I.E.T*	DISCO DE SECCHI TRANSPARÊNCIA (m)	FÓSFORO TOTAL NA SUPERFÍCIE (mg/m ³)	CLOROFILA <u>a</u> NA SUPERFÍCIE (mg/m ³)
ULTRAOLIGOTRÓFICO	0	64	0.75	0.04
„	10	32	1.5	0.12
„	20	16	3	0.34
OLIGOTRÓFICO	30	8	6	0.94
„	40	4	12	2.6
MESOTRÓFICO	45	2.8	17	5
„	50	2	24	6.4
EUTRÓFICO	53	1.6	30	10
„	60	1	48	20
HIPEREUTRÓFICO	70	0.5	96	56
„	80	0.25	192	154
„	90	0.12	384	427
„	100	0.062	768	1183

Fonte : adaptado de CARLSON* (1977) e KRATZER & BREZONIK** (1981)

Ao publicar o valor dos índices de estado trófico segundo Carlson reportando três valores, (um valor para cada parâmetro) pode ser de difícil entendimento para o público e de difícil apresentação por parte do autor do trabalho.

No sentido de facilitar a forma de apresentação dos Índices obtidos a partir das equações de Carlson, um índice pode ser apresentado como a média dos três valores. Portanto, esta forma de apresentação pode mascarar qualquer informação sobre um parâmetro específico, prejudicando o correto gerenciamento e manejo do lago (OSGOOD, 1982).

Quando ocorre muita diferença entre um Índice e outro na mesma amostra OSGOOD, (1982), propõe a elaboração de correlações entre os diferentes valores obtidos, obtendo um índice modificado.

3.5 O ELEMENTO FÓSFORO NO AMBIENTE

O fósforo é um elemento abundante, porém nunca é encontrado em estado livre na natureza. Ele ocorre principalmente sob a forma de fosfatos, PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , ligados a um cátion em compostos inorgânicos insolúveis como, fosfato de cálcio simples $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, fosfato de alumínio AlPO_4 , fosfato férrico FePO_4 , e o fosfato misto, $\text{CaF}_2 \cdot 3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, denominado apatita, ou como componente de moléculas orgânicas (SAWYER, McCARTY & PARKIN, 1994).

O fósforo é um constituinte essencial das moléculas que processam a transferência de energia nas células, ATP, ADP, AMP e das moléculas portadoras de informação genética DNA e RNA (O'NEILL, 1993).

Grandes quantidades de fosfatos são provenientes de detergentes e sabões que são despejados junto ao esgoto doméstico. Os detergentes contêm vários componentes na sua formulação: tensoativos, sequestrantes, alvejantes e aditivos (ABOUL-KASSIM, 1993). Os polifosfatos são adicionados aos detergentes e sabões, atuando como sequestrantes, que se ligam principalmente aos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} e formam complexos solúveis, evitando a formação de carbonatos insolúveis, aumentando a eficiência da limpeza. O sistema sequestrante é o principal componente dos detergentes em pó, constituindo entre 35 a 45 % do produto.

Uma série de diferentes substitutos dos fosfatos nas formulações dos detergentes e agentes de limpeza tem sido desenvolvidos, porém na maioria dos países os fosfatos ainda predominam (ALDER, et al., 1997). Alguns destes substitutos são:

- zeolitas, que são aluminossilicatos naturais ou sintéticos;
- policarboxilatos, são polímeros lineares solúveis caracterizados pelos vários grupos carboxílicos na cadeia;
- fosfonatos, são sais do ácido fosfônico;
- nitrilotriacetatos (NTA).

No tratamento de águas de caldeiras, os compostos de fósforo são muito utilizados para evitar a formação de depósitos nas tubulações de sistemas geradores de calor.

O desenvolvimento de atividades agrícolas, acelera a drenagem de materiais da superfície terrestre e dos ecossistemas terrestres para os lagos e represas, resultando num aumento de elementos essenciais ao crescimento do fitoplâncton e macrófitas.

Compostos de fósforo estão presentes nos resíduos das atividades metabólicas dos seres humanos (Quadro 5).

Quadro 5. Contribuições per capita e concentrações de fósforo no esgoto bruto

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)		Concentração (mg/L)	
	Faixa	Típico	Faixa	Típico
Fósforo Total	1,0 - 4,5	2,5	5 - 25	14
Fósforo orgânico	0,3 - 1,5	0,8	2 - 8	4
Fósforo inorgânico	0,7 - 3,0	1,7	4 - 17	10

Fonte: SPERLING, 1997

O problema da eutrofização de lagos europeus levou alguns países a tomarem sérias medidas no sentido de reduzir a carga de fósforo nos corpos aquáticos. Uma das medidas tomadas foi a redução de fosfatos na formulação de sabões e detergentes. Na Suíça a lei foi publicada no ano de 1986 (MÜLLER, 1997b).

No Brasil, conforme Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986), os valores limites de fosfato total para águas de classe 1, classe 2 e classe 3, são de 25 µg/L, portanto não é citado nenhum limite de emissão, isto é, a princípio poderão ser lançados, desde que venham respeitar a classe do corpo receptor.

Os processos de tratamento biológico de efluentes requerem, quando da deficiência dos elementos fósforo e nitrogênio no afluente, que estes nutrientes sejam adicionados nas formas assimiláveis pelos microrganismos. O excesso destes nutrientes não assimilados pode vir a contribuir para a eutrofização do corpo receptor.

Somente 20 a 30 % dos fosfatos solúveis são removidos em tratamento secundário de esgotos domésticos, mas 90 % pode ser removido durante tratamento

terciário com a remoção química utilizando-se de cal, sulfato de alumínio e/ou ferro, ou através de processos biológicos, reduzindo o risco de contribuir para a eutrofização (HENZE, 1996).

A remoção de fósforo gerada por estações de tratamento de esgoto foi introduzida nos países escandinavos na década de 60. Por volta de 1970, a Suécia e a Noruega se tornaram os primeiros países a atuarem na remoção de fósforo das grandes estações de tratamento (HENZE, 1996). Segundo BALMÉR & HULTMAN (1988), na Suécia mais de 90 % das estações de tratamento de efluentes utilizavam a precipitação química para remoção de fósforo.

METCALF & EDDY (1991), HENZE (1996) e SPERLING (1997) descrevem resumidamente os processos já patenteados de remoção de fósforo e nitrogênio por processos biológicos, alguns destes processos são: Bardenpho, Phostrip, UCT, Phoredox, BIO-Denitrif, ISAK, OWASA e o processo A^2/O

Sistemas de remoção de fósforo por disposição no solo, utilizando-se vários materiais adsorventes são discutidos por MANN & BAVOR (1993) e SAKAVEDAN & BAVOR (1998), os resultados destes trabalhos sugerem que resíduos sólidos industriais inertes e materiais que apresentam grande área superficial possam ser usados para melhorar a eficiência em sistemas de tratamento de esgoto por disposição no solo.

3.6 O CICLO DOS NUTRIENTES ENTRE SEDIMENTO E CORPO AQUÁTICO EM LAGOS

Os nutrientes, nas formas orgânicas e inorgânicas, são continuamente transportados para o fundo dos lagos por sedimentação, sob diferentes quantidades e formas, através do material orgânico alóctone (fitoplâncton produzido devido à contribuição nutricional externa) dos contribuintes aquáticos ou do material autóctone (fitoplâncton produzido dentro do lago). Isto permite que o sedimento seja um depósito natural, especialmente de fósforo, permitindo que o corpo aquático acumule nutrientes sem mudar o grau de trofia. A partir de vários processos biológicos, físicos, químicos e

mecânicos, estes nutrientes podem ser liberados para a coluna d'água, agravando o processo de eutrofização do lago.

Este ciclo entre sedimento e água pode ocorrer de acordo com o tipo do lago, com a morfologia, o regime de temperatura, o tipo de sedimento e o nível trófico do lago. A natureza complexa deste intercâmbio é influenciada pelas várias atividades das bactérias, algas bentônicas, macrófitas, invertebrados bentônicos, peixes, juntamente com a temperatura, o potencial hidrogeniônico e o potencial redox (FORSBERG, 1989).

3.6.1. O CICLO DO FÓSFORO ENTRE O SEDIMENTO E A COLUNA D'ÁGUA

Os sedimentos consistem de uma mistura de compostos orgânicos e minerais, para os quais, diferentes íons estão associados. Podendo ser também caracterizados por indicadores físicos como tamanho da partícula, conteúdo de água e densidade. A fração orgânica do sedimento pode ser dividida em substâncias húmicas e não-húmicas. Os compostos húmicos, derivados de plantas e animais decompostos por atividade microbiológica, são relativamente resistentes à degradação posterior. Compostos não-húmicos como carboidratos, proteínas, aminoácidos, gorduras, pigmentos e outros compostos de menor massa molecular, são mais facilmente decompostos por microrganismos (FORSBERG, 1989).

Os sedimentos exercem uma importante função na retenção e liberação de nutrientes em sistemas lênticos (lagos e baías), sendo o compartimento que apresenta maior concentração destes elementos (nitrogênio e fósforo), funcionando muitas vezes como reservatório dos mesmos para os demais compartimentos dos lagos (ESTEVES, 1988). Portanto, a investigação sobre a troca destes elementos entre o sedimento e o corpo d'água é importante para se avaliar quantitativamente a influência dos elementos no corpo aquático. Por exemplo, em lagos eutrofizados, a liberação do fosfato dos sedimentos pode ser uma importante fonte do nutriente para a comunidade fitoplancônica na coluna d'água.

LENNOX (1984) concluiu que foi necessário um longo período de tempo para que o lago Ennel (Irlanda) se recuperasse, devido ao fenômeno de transporte do fósforo do sedimento para o meio aquático, mesmo após o controle do aporte de carga para o lago.

Segundo BOERS, et al. (1998) para vários lagos Holandeses, que receberam carga alta de nutrientes por muitos anos seguidos, foi demonstrado que a contribuição interna, isto é, a liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água pode contribuir em igual intensidade, ou mesmo exceder, a contribuição externa de fósforo para a permanência do nível de eutrofização. Portanto, esta liberação do fósforo a partir do sedimento pode postergar a recuperação de lagos, mesmo quando são tomadas medidas para reduzir o aporte de nutrientes.

Uma grande quantidade de trabalhos são reportados na literatura com relação aos mecanismos que influenciam as trocas de nutrientes entre o sedimento e a coluna d'água, em lagos e represas. No presente estudo, foi dada ênfase aos mecanismos que influenciam no deslocamento do elemento fósforo na interface água-sedimento.

O ciclo de fósforo é fortemente influenciado por fatores ambientais como, temperatura, pH, condições redox e pelas atividades biológicas que afetarão a mobilização e o transporte do fósforo entre o sedimento e a coluna d'água.

Os organismos vivos exercem influência nos processos do ciclo de nutrientes. Os principais grupos e suas funções são as bactérias, algas bentônicas, macrófitas e invertebrados bentônicos.

As bactérias contribuem para a mineralização de material orgânico dissolvido e particulado nos sedimentos de lagos. Elas conduzem à mineralização de compostos orgânicos biodegradáveis, pela utilização da energia química disponível e desempenham um importante papel ao acelerar a transferência de elétrons nos processos de oxidação e redução, influenciando portanto nos processos de adsorção e dessorção destes elementos no sedimento (GÄTCHER & MEYER, 1993) e (GRANÉLI & SOLANDER, 1988).

Segundo MONTIGNY & PRAIRE (1993) as bactérias influem no processo da liberação do fósforo do sedimento atuando tanto como fonte direta de fosfatos, ou como catalisadoras da redução do hidróxido férrico.

JACOBY et. al. (1982) estudaram a influência das macrófitas como fonte de nutrientes em lagos. A retenção e a decomposição destas plantas aquáticas no sedimento e a posterior liberação do fósforo em condições de pH mais elevado (em torno de 10) confirma a contribuição destas plantas como fonte de nutrientes para a coluna d'água, acentuando o processo de eutrofização.

O ciclo do fósforo pode ser dividido nos processos de deposição e liberação do elemento no sedimento:

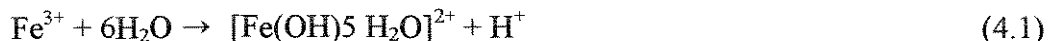
Deposição de Fósforo no Sedimento

- Sedimentação de material alóctone orgânico e inorgânico;
- Sedimentação de material orgânico autóctone e do material biótico superficial;
- Adsorção de partículas;
- Fixação de compostos inorgânicos.

A retenção de nutrientes em ecossistemas aquáticos se inicia com a deposição de compostos em forma de partículas no sedimento. Três fatores parecem ser cruciais para a retenção do elemento no sedimento (BOERS, et. al.,1998):

- velocidade de deposição;
- transformação dos compostos de fósforo na camada superficial do sedimento;
- imobilização de compostos de fósforo nas camadas mais profundas do sedimento.

A capacidade dos sedimentos de absorver e reter o fosfato é fortemente influenciada pela composição mineral do mesmo. A presença de íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos, carbonatos, além do pH e das condições de oxi-redução no meio, interferem na precipitação e imobilização dos fosfatos no ambiente aquático. Os íons do elemento ferro exercem o papel mais importante. A ação dos íons de ferro depende do seu estado de oxidação, que depende da concentração de oxigênio e do pH do meio. Assim, para lagos em que predomina condições de oxidação e pH neutro, grande parte dos íons ferro presente estão na forma oxidada e insolúvel, Fe^{3+} , portanto encontra-se precipitado, ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado, conforme equação 4.1:



podendo adsorver fósforo em sua superfície, precipitando-o no sedimento (ESTEVES, 1998).

Liberação de Fósforo do Sedimento

Uma das formas de liberação do fósforo no corpo aquático é através da ressuspensão do sedimento. A mobilização dos diferentes tipos de fósforo dentro do sedimento para a água pode ocorrer via reações bioquímicas como a mineralização, autólise das células ou por dissolução.

A liberação do íon fosfato para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e sobretudo em anaerobiose, nestas condições não ocorre precipitação do fosfato pelo ferro, pois o mesmo se encontra no estado de oxidação como íon Fe^{2+} , nessas condições o fosfato permanece solúvel (ESTEVES, 1998).

Fenômenos de adsorção e dessorção de fósforo por sedimentos de lagos foram estudadas usando-se P^{32} . Os sedimentos foram coletados no Lago Kasemigaura, Japão. A quantidade de fósforo trocável nos sedimentos foram medidas em meio anaeróbio, em vários valores de pH. A liberação do fósforo foi estudada colocando-se glicose no meio simulando-se a condição de anaerobiose e a queda do potencial de oxi-redução. A mistura foi então borbulhada com nitrogênio (FURUMAI & OGAKI, 1989). Os autores concluíram que em condições anaeróbias uma maior liberação de fósforo ocorreu especialmente abaixo de pH 8.

Segundo ESTEVES (1998) o ciclo do fósforo no sedimento é diretamente influenciado pela concentração de oxigênio da água de contato (água sobre o sedimento). Desta forma, em hipolímnio aeróbio o fosfato seria precipitado, enquanto que em hipolímnio anaeróbio este seria liberado para a coluna d'água. Ao contrário, RYDING & FORSBERG (1977) e BOSTRÖM, et al. (1988) demonstraram que mesmo quando as condições são óxidas, o fósforo pode ser liberado do sedimento e que

processos microbiológicos podem afetar sensivelmente a mobilidade do fósforo no sedimento.

Um alto valor de pH na coluna d'água é gerado na atividade fotossintética, retirando-se o CO_2 do meio, alterando o equilíbrio $\text{CO}_2 / \text{HCO}_3^- / \text{CO}_3^{2-}$, que controla o pH, resultando valores de pH mais altos, em torno de 10 ou acima, dependendo, evidentemente do nível trófico, época do ano e outros fatores. BOERS & VAN HESE (1991) fizeram estudos comparativos da influência do pH na liberação de fósforo do sedimento, em experimentos utilizando-se soda e borbulhamento com CO_2 . As duas formas de ensaio foram comparadas. As medidas do perfil do pH sobre a liberação do fósforo mostraram que a adição de soda aumentava sensivelmente a alcalinidade da solução, resultando numa maior liberação do fósforo do sedimento.

BOSTRÖM (1984) observou que a adição de soda promovia maior dessorção de fósforo devido ao aumento da alcalinidade, do que pelo aumento de pH. Sais de cálcio e ferro parecem ter influência no sentido de minimizar a liberação do fósforo presente no sedimento (KROS & WESTERVELD, 1987). Acredita-se que o mecanismo da liberação do fosfato nos sedimentos seja influenciada pela interação do ânion com espécies do ferro, especialmente a adsorção do ânion em hidróxidos de ferro III e esta interação é influenciada pelo pH (LIJLEMA, 1980).

JACOBY et al. (1982) estudaram o efeito do pH no equilíbrio entre água e sedimento com relação à dessorção do fósforo e verificaram que a valores mais altos de pH (em torno de 10) havia maior liberação do elemento do sedimento.

SONDERGAARD (1988) estudou a variação sazonal do fósforo no sedimento do Lago Sobygard (Dinamarca) e verificou que a concentração de fósforo liberada do sedimento foi maior no verão. A intensificação da atividade fotossintética dos microrganismos eleva o pH da coluna d'água, fazendo com que libere o fósforo do sedimento em lagos de baixa profundidade.

RYDIN (1996) trabalhando com lodo obtido da precipitação de fósforo por coagulação com alumínio e ferro em estação de tratamento de esgotos domésticos, estudou a liberação do fósforo do lodo em diferentes temperaturas e condições de oxigenação. O autor concluiu que sob condições anaeróbias e à temperatura de 20° C,

95 % do fósforo total era liberado do lodo. Ao contrário, sob condições aeróbias e para a mesma temperatura acima, somente 20 a 30 % do fósforo era liberado.

CERCO (1989) estudou o efeito da concentração de oxigênio e da temperatura no intercâmbio de fósforo entre água e sedimento e comparou com modelos empíricos. O autor concluiu que a variável que mais influenciou na dessorção do elemento para o sedimento fora a concentração do mesmo na coluna d'água. Sob condições anóxicas, o íon PO_4^{3-} se deslocava para a coluna d'água até que um equilíbrio era estabelecido, portanto, o sedimento atuava como uma fonte de fósforo, até no momento de equilíbrio. Não foi observado o efeito da temperatura no deslocamento de nutrientes no experimento.

FUKUHARA et al., 1986, citado em TUNDISI & SAIJO (1997), estudaram a liberação de fósforo e nitrogênio do sedimento em lagos da região do Vale do Rio Doce (Estado de Minas Gerais, Brasil) sob condições aeróbias e na ausência de luz e observaram a liberação do fósforo do sedimento nas condições do estudo. Os autores concluíram que seria necessárias investigações mais aprofundadas naquele ambiente aquático com relação ao ciclo do fósforo.

BALDWIN (1996) estudou a adsorção do fósforo em condições aeróbias por sedimentos extraídos dos fundos de uma represa australiana (Chaffey Dam), os sedimentos haviam sido submetidos a várias condições de aeração e desidratação. O autor comparou a adsorção com amostras intactas do sedimento e concluiu que nos sedimentos intactos (originais), isto é, sem nenhum tratamento houve maior adsorção do elemento.

A literatura apresenta uma série de modelos empíricos simplificados para se estimar a concentração de fósforo no corpo aquático em função da carga afluyente e tempo de detenção. Os modelos empíricos podem ser utilizados com uma das seguintes aplicações (SPERLING, 1996):

- estimativa do nível trófico;
- carga máxima admissível de fósforo no lago para que a concentração esteja dentro de um valor inferior ao da eutrofia.

Estimativas através de balanço de massa, onde a retenção do fósforo é calculada pela diferença entre o aporte total e a sua concentração no efluente do lago, são

comparadas com medidas da retenção do elemento acumulado por deposição de material particulado no sedimento (DILLON & EVANS, 1993) e (HASOMI & SUDO, 1991).

Persiste ainda contradições entre os diversos resultados obtidos nos trabalhos apresentados. É importante observar que existe carência de estudo desta natureza em lagos tropicais, indicando um vasto campo a ser investigado no ciclo do elemento fósforo nestes corpos aquáticos para estudos de recuperação de lagos eutrofizados.

3.7 INDICADORES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

A poluição das águas origina-se de várias fontes, dentre as quais se destacam os efluentes domésticos, os efluentes industriais, o deflúvio superficial urbano e o deflúvio superficial agrícola, estando portanto associada ao tipo de uso e ocupação do solo.

Cada uma dessas fontes possui características próprias quanto aos poluentes que carreiam, sendo que os esgotos domésticos apresentam contaminantes orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias. Já a grande diversidade de indústrias existentes no Estado de São Paulo faz com que haja uma variabilidade mais intensa nos contaminantes lançados aos corpos d'água.

Com relação ao deflúvio superficial urbano, quando da ocorrência de chuvas, os materiais acumulados em valas e bueiros, são arrastados pela enxurrada para os cursos d'água superficiais, constituindo uma fonte de poluição tanto maior quanto mais deficiente for a limpeza pública.

O deflúvio superficial agrícola tem características diferentes. Seus efeitos dependem muito das práticas agrícolas utilizadas em cada região e da época do ano em que se realizam a preparação do terreno para o plantio, a aplicação de defensivos agrícolas e a colheita. A contribuição representada pelo material proveniente da erosão de solos intensifica-se quando da ocorrência de chuvas em áreas rurais.

A qualidade da água pode ser avaliada através de parâmetros físicos, químicos e biológicos, que têm como objetivo identificar condições mais ou menos restritivas ao uso a que se destina um determinado recurso hídrico (GASTALDINI, 1998).

Com um grande número de parâmetros o processo se torna moroso e de difícil interpretação, portanto estes índices de qualidade de águas são propostos visando resumir as variáveis analisadas expressas em um único número, que objetiva mostrar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço.

Segundo GASTALDINI (1998), os índices de qualidade de águas podem ser classificados em três tipos:

- índices baseados em métodos estatísticos;
- índices baseados na opinião de especialistas;
- índices biológicos.

Com o intuito de facilitar a interpretação das informações de qualidade de água de forma abrangente e útil, para especialistas ou não, a CETESB (agência ambiental do Estado de São Paulo), a partir de um estudo realizado em 1970 pela “National Sanitation Foundation” dos Estados Unidos, adaptou e desenvolveu o Índice de Qualidade das Águas - IQA, que incorpora 9 (nove) parâmetros considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como objetivo principal a utilização destas para abastecimento público.

A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião feita junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram os parâmetros a serem medidos, o peso relativo dos mesmos e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores.

As curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada um dos nove parâmetros, são apresentadas na figura 3.1.

O IQA é determinado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros, cada parâmetro tem um peso relativo (W_i), em função de sua importância global.

- 1. temperatura da amostra (0,10)**
- 2. pH (0,12)**
- 3. oxigênio dissolvido (0,17)**

4. demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C) (0,10)

5. coliformes fecais (0,15)

6. nitrogênio total (0,10)

7. fósforo total (0,10)

8. resíduo total (sólidos totais) (0,08)

9. turbidez. (0,08)

A seguinte fórmula é utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde,

IQA = Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade” em função de sua concentração ou medida;

w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que,

$$\sum W_i = 1$$

onde n = número de parâmetros que entram no cálculo.

No caso de não se dispor do valor de algum dos 9 (nove) parâmetros, o cálculo do IQA é inviabilizado.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas que, indicada pelo IQA numa escala de 0 a 100, é classificada para abastecimento público, segundo a graduação abaixo:

Quadro 6 Escalas de valores de IQA e respectiva classificação

Escala	Classificação
80 100	qualidade ótima
52 79	qualidade boa
37 51	qualidade aceitável
20 36	qualidade ruim
0 19	qualidade péssima

É importante ressaltar que o parâmetro temperatura é ignorado nos cálculos efetuados pela CETESB, para fins de classificação. Este parâmetro tem muita influência onde existe a presença de usinas termoeletricas, que contribuem para a forma de poluição térmica, este fato é irrelevante no Brasil.

Apesar da ampla utilização do IQA, o índice necessita ser revisto. Existe tendência mundial de se utilizar índices baseados em parâmetros biológicos e índices baseados na ecotoxicidade.

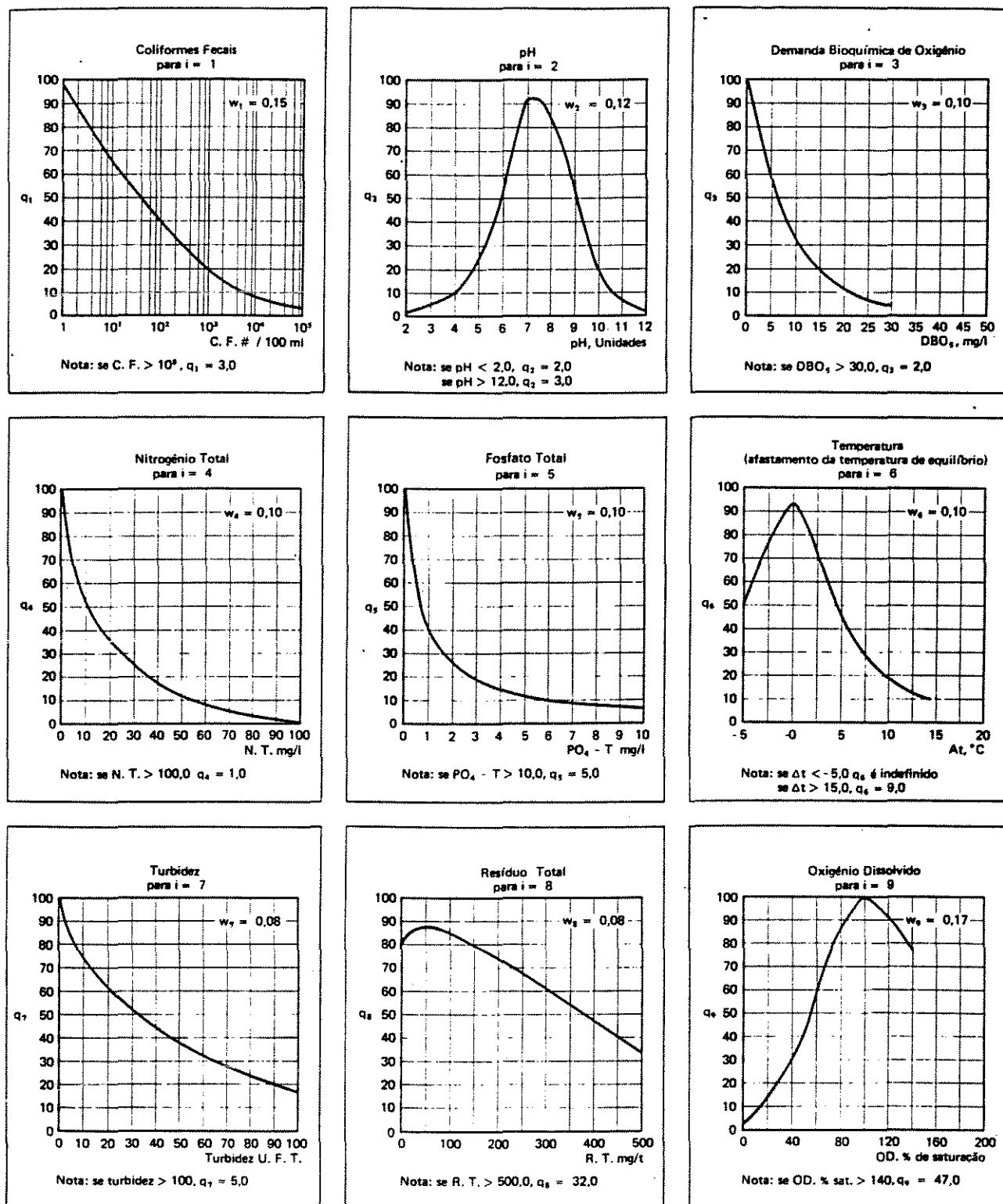


Figura 3.1 Curvas médias de variação de qualidade das águas

4. METODOLOGIA

4.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Lagoa do Taquaral localiza-se no Município de Campinas a uma altitude de 640 m, latitude sul (22°52'30'') e longitude oeste (47°03'00''). Apresenta uma área superficial de 165.830 m² e uma profundidade média de 3 m.

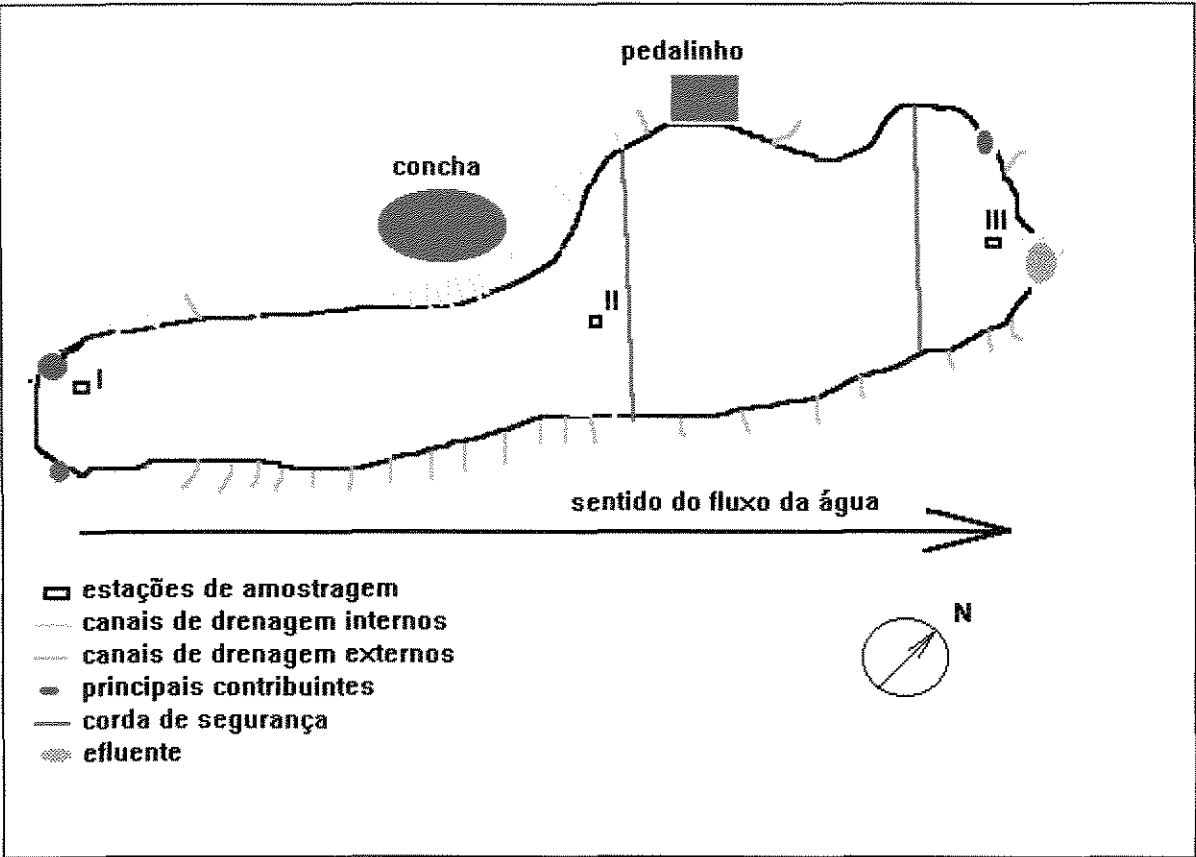


Figura 4.1 Forma esquemática da área em estudo (Lagoa do Taquaral), suas estações de monitorização e seus contribuintes.

Foram definidas três estações de amostragem, sendo estas localizadas na entrada principal do afluente (amostra I) estação I, na região central da lagoa (amostra II) estação II, e no local de saída da água, próximo ao vertedouro (amostra III) estação III, conforme Figura 4.1.

4.2 MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

As amostras foram coletadas nas três estações definidas no Item 4.1, Figura 4.1.

Os parâmetros analisados foram: clorofila *a*, série de nitrogênio, série do carbono, fósforo total, pH, cor, turbidez, série de sólidos, condutividade, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, colimetria, identificação de algas, temperatura e oxigênio dissolvido.

O procedimento de coletas de amostras foi realizado conforme CETESB (1987) e APHA (1995). Todas as coletas de água foram realizadas no período da manhã (entre 7:00 e 8:30 h). Para as determinações de nitrogênio amoniacal, a amostra foi conservada adicionando-se ácido sulfúrico até um pH em torno de 2 a 3.

A temperatura da água foi realizada na superfície da lagoa no momento das coletas. Para a análise de oxigênio dissolvido, procedeu-se a preservação (fixação) da amostra em campo, no momento da coleta. As amostras para DBO, série de sólidos, nitrito e nitrato, foram conservadas sob refrigeração a $\sim 4^{\circ}\text{C}$. As amostras para determinação da série de carbono, foram coletadas em frasco âmbar de vidro e conservadas sob refrigeração a 4°C .

De posse dos valores, realizou-se um estudo de correlação linear (Pearson) entre as séries temporais dos parâmetros, P- total, clorofila *a*, nitrogênio total, carbono orgânico total e DQO nas três estações de amostragem.

Determinou-se o IQA nas três estações de amostragem. Com a amostra da estação III, foi feita uma comparação entre os valores de IQA encontrados neste local, com valores encontrados em outros reservatórios no Estado de São Paulo.

Ainda com a amostra da estação III , foi feita uma comparação com corpos d'água de classe 2 (Decreto Estadual 8468, São Paulo).

4.2.1 PARÂMETROS FÍSICOS

4.2.1.1 Cor Aparente

A cor em águas naturais resulta da presença de íons metálicos naturais, húmus, plâncton e resíduos industriais. Podem ser utilizadas duas metodologias para a determinação da cor, pelo método da comparação visual ou por colorimetria.

A comparação visual é feita utilizando-se soluções padrões de cloroplatinato de potássio (K_2PtCl_6) tingido com pequenas quantidades de cloreto de cobalto, ou podem ser usados discos coloridos apropriadamente calibrados a vários padrões de cores.

Foi avaliada a cor aparente, isto é, a cor gerada na amostra original, sem centrifugação ou filtração, pelo método da comparação visual.

Foi utilizado o equipamento Aqua Nessler An-1000 da marca Polilab.

4.2.1.2 Turbidez

O termo turbidez é aplicado a águas contendo matéria suspensa que interfere com a passagem da luz através da água ou na qual a profundidade visual é restrita.

A turbidez pode ser causada por uma larga variedade de materiais suspensos cuja faixa vai desde colóides até dispersões, sendo um parâmetro muito importante em águas para consumo humano, devido o efeito estético.

Na filtrabilidade da água, quanto mais turva a água, menor a duração da carreira de filtros da estação de tratamento de água.

Também nos processos de desinfecção a turbidez é um parâmetro importante, pois muitos dos microrganismos podem ficar oclusos nas partículas, dificultando o contato dos mesmos com o agente desinfetante.

Sob o aspecto limnológico, é importante ressaltar que a descarga de nutrientes num corpo d'água estimula o crescimento de algas, o que também contribui para o aumento da turbidez.

Foi utilizado o método nefelométrico com turbidímetro 2100 P da marca Hach.

4.2.1.3 Condutividade Elétrica

A condutividade é a expressão numérica da habilidade de uma solução aquosa de transportar a corrente elétrica.

Esta habilidade depende da presença de íons, da concentração total dos mesmos, da mobilidade, da valência e da temperatura na medição.

Em estudos limnológicos, a medida da condutividade elétrica pode fornecer informações sobre o metabolismo do ecossistema aquático e informações sobre fenômenos que ocorram na bacia de drenagem de lagos (ESTEVES, 1988).

A medição da condutividade é utilizada para:

- estimar o grau de mineralização de matérias orgânicas presentes na água;
- checar a eficiência da destilação e deionização de águas para uso laboratorial e industrial;
- avaliar variações na concentração de sais dissolvidos em águas residuárias ou esgotos.

Foi utilizado o condutivímetro marca Metrohm Herisau, modelo Konduktometer E527.

4.2.1.4 Temperatura

A leitura de temperatura da água é usada no cálculo de várias formas de alcalinidade em estudos de saturação e estabilidade do equilíbrio do carbonato, no cálculo da salinidade, na concentração de oxigênio dissolvido e em laboratório em geral.

Em estudos limnológicos, é sempre avaliada a temperatura da água a várias profundidades para verificação da estratificação térmica.

A temperatura da água foi determinada na superfície do lago com termômetro de mercúrio no momento da coleta.

4.2.1.5 Série de Sólidos

A definição usual de sólidos refere-se ao material que permanece como resíduo após a evaporação e secagem da amostra a 103-105 °C.

A quantidade e a natureza da matéria dissolvida e não dissolvida varia dependendo da origem da água. Em águas límpidas, grande parte da matéria está na forma dissolvida e consiste principalmente de sais inorgânicos, pequenas quantidades de matéria orgânica e gases dissolvidos.

Define-se sólidos totais como o resíduo sólido da amostra quando a mesma é submetida a evaporação e subsequente secagem em estufa a 103-105° C. Da calcinação deste resíduo a 550-600 °C se obtém o teor de sólidos totais fixos e voláteis

Sólidos Suspensos é o resíduo retido da filtração da amostra, geralmente o filtro utilizado é o filtro Whatman GF/C. Este resíduo retido no filtro é secado até massa constante em estufa à temperatura de 103-105° C. Da calcinação deste resíduo a 550-600 °C se obtém o teor de sólidos suspensos fixos e voláteis.

Sólidos Dissolvidos é definido como o material que passa através da filtração na determinação de sólidos suspensos. É determinado pela diferença entre sólidos totais e sólidos suspensos.

Foi determinada a série de sólidos, totais, suspensos e dissolvidos, utilizando-se balança analítica Metler HL-52, estufa Fanem e mufla.

4.2.2 PARÂMETROS QUÍMICOS

4.2.2.1 Concentração Hidrogeniônica (pH)

A medida do pH é um dos ensaios mais importantes e freqüentes realizados em trabalhos na área da química aquática. Praticamente em todas as fases do tratamento da água para fins de abastecimento e para o tratamento de águas residuárias é essencial o controle do pH da água, principalmente no processo de coagulação e desinfecção.

A concentração de íons H^+ influencia nos vários ciclos dos nutrientes no corpo aquático. Observa-se estreita interdependência entre o pH, as comunidades vegetais e animais e o meio aquático. O pH interfere de diferentes maneiras no metabolismo das comunidades, na toxicidade dos metais, no equilíbrio do carbonato e também no ciclo do fósforo, sendo portanto um parâmetro de extrema importância no presente estudo.

Foi utilizado pHmetro, marca Analion, modelo - Analisador Digital IA - 601

4.2.2.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

O teste da DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. Portanto é uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável.

As principais vantagens que o teste apresenta são:

- a indicação aproximada da fração biodegradável da amostra;
- a indicação do nível de degradação do amostra;

- a determinação aproximada da quantidade de oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica presente.

As seguintes limitações do método são:

- pode-se encontrar baixos valores de DBO caso os microrganismos responsáveis pela decomposição não estejam adaptados ao despejo;
- os metais pesados e outras substâncias tóxicas podem apresentar toxicidade aguda ou inibir os microrganismos;
- o teste demora cinco dias, não tendo efeito útil para tomadas de decisões no controle operacional de estações.

Apesar das limitações acima, o teste da DBO continua a ser de extrema aplicação pois os critérios de dimensionamento das unidades de tratamento são expressos em termos de DBO e também a legislação para lançamentos de efluentes é baseada nos resultados da DBO.

O ensaio foi realizado conforme APHA, 1995.

4.2.2.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O teste da DQO mede o consumo de oxigênio durante a oxidação química da matéria orgânica, isto é, indica a quantidade de oxigênio que seria consumido nas reações químicas de oxidação dos diversos compostos presentes numa dada amostra.

Na maioria das amostras, a quantidade de compostos oxidáveis quimicamente é maior que aqueles que podem sofrer oxidação biológica, desta forma a Demanda Química de Oxigênio é maior que a Demanda Bioquímica de Oxigênio.

As principais vantagens do teste da DQO são:

- o teste gasta apenas de 2 a 3 horas para ser realizado;
- o resultado do teste dá uma indicação do oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica.

Da relação entre DQO e DBO pode-se tirar conclusões sobre a degradabilidade dos despejos e sobre o processo de tratamento a ser empregado.

Foi utilizado o método do refluxo do dicromato de potássio (APHA, 1995).

4.2.2.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido em águas naturais varia com a temperatura, com a salinidade, com a turbulência, com a pressão atmosférica e com a atividade fotossintética das algas e plantas. É um parâmetro fundamental na monitorização de qualidade de águas e está relacionado com todos os processos físico-químicos e biológicos no meio aquático.

Utilizou-se do método iodométrico ou método de Winkler modificado, conforme APHA (1995).

4.2.2.5 Série do Nitrogênio

A série do nitrogênio foi determinada pela Análise por Injeção em Fluxo (FIA), segundo FARIA (1992).

As seguintes formas de nitrogênio foram determinadas:

- nitrogênio amoniacal;
- nitrogênio Kjeldahl
- nitrogênio orgânico;
- nitrito
- nitrato

A amônia solúvel foi determinada diretamente nas amostras previamente conservadas em meio ácido, comparando-se os valores de condutividade obtidos, com uma curva padrão de referência.

O nitrogênio total Kjeldahl foi obtido através da amostra digerida em meio fortemente ácido.

Quanto ao nitrogênio orgânico, este foi obtido da diferença entre o nitrogênio total Kjeldahl e o nitrogênio amoniacal.

O nitrito e o nitrato foram determinados pela redução dos mesmos para amônia. A redução é realizada pela eluição da amostra por uma coluna de zinco metálico, ativada com sulfato de cobre.

4.2.2.6 Carbono Total

A matéria orgânica presente nos corpos d'água e nos esgotos é uma característica de primordial importância, sendo causadora do principal problema de poluição das águas:

- consumo de oxigênio dissolvido principalmente nas atividades metabólicas dos microrganismos para a estabilização da matéria orgânica.

Há grande dificuldade de se determinar diretamente todos estes compostos formadores da matéria orgânica, carboidratos, proteínas, gorduras e óleos, portanto são utilizados métodos indiretos para a quantificação da matéria orgânica, ou do seu potencial poluidor. Estes métodos são:

- a) medição do consumo de oxigênio, DBO e DQO;
- b) medição do carbono orgânico pelo método do COT (carbono orgânico total).

Diferentemente das determinações de DQO e DBO, o COT é independente do estado de oxidação da matéria orgânica e não leva em consideração outros elementos ligados organicamente como o nitrogênio, fósforo, enxofre e compostos inorgânicos oxidáveis.

A análise da série de carbono determina o conteúdo de carbono orgânico e inorgânico de uma amostra (em mg L^{-1} de carbono). Esta análise consiste de duas etapas:

Na primeira etapa é quantificado o carbono total da amostra, após injeção de uma pequena porção de amostra aquosa em um forno numa temperatura de aproximadamente 680°C contendo um catalisador, para acelerar a degradação das moléculas orgânicas. O CO_2 liberado na combustão é quantificado por absorção em infravermelho não-dispersivo, fornecendo a quantidade do carbono total. Em uma segunda etapa é quantificado o conteúdo de carbono inorgânico, quando a amostra é acidificada e o CO_2 liberado, proveniente de carbonatos, bicarbonatos e do próprio ácido carbônico dissolvido, é medido da mesma maneira que o carbono total.

O carbono orgânico da amostra é calculado por diferença entre o conteúdo do carbono total e o inorgânico.

Foi utilizado o equipamento TOC 5000 da marca Shimadzu.

O ensaio foi realizado conforme APHA (1995).

4.2.2.7 Fósforo Total

O fósforo total foi determinado conforme APHA (1995), na amostra não filtrada e digerida em meio fortemente ácido. Posteriormente a mistura reacional é levada a pH levemente alcalino com solução de hidróxido de sódio. Foi utilizado o método colorimétrico do ácido ascórbico em solução de molibdato de amônio / tartarato, a leitura da absorbância foi realizada a 880 nm contra soluções de referência de fósforo total. Utilizou-se espectrofotômetro Micronal B-382.

4.2.3 PARÂMETROS BIOLÓGICOS

4.2.3.1 Colimetria

Os microrganismos desempenham diversas funções de importância fundamental dentro dos ciclos biogeoquímicos. Portanto um aspecto de relevância é com respeito à qualidade sanitária da água devido à possibilidade de transmissão de doenças.

A determinação da potencialidade da água em transmitir doenças pode ser efetuada de forma indireta, pela presença dos organismos indicadores de contaminação fecal, pertencentes ao grupo de coliformes.

A presença de coliformes totais na água deve ser interpretada de acordo com o tipo de água. No caso da água desinfetada, os coliformes devem estar ausentes. Por outro lado, sua presença, indica que houve falhas no tratamento ou algum tipo de contaminação no reservatório ou na rede de distribuição. Eles funcionam como um alerta de que houve contaminação microbiológica, não indicando porém a fonte.

A presença de coliformes fecais indica com certeza que houve poluição de origem fecal.

O método utilizado para a determinação quantitativa de coliformes fecais nas amostras de água foi o método 9223 - Método do Substrato Cromogênico (Colilert) conforme APHA (1995), utilizando-se o reativo Colilert WP020/ WP200.

4.2.3.2 Clorofila a

Muitos parâmetros têm sido utilizados para se estimar a biomassa fitoplanctônica, como carbono orgânico particulado, nitrogênio, turbidez, massa do material seco, volume celular, proteína, DNA, ATP, clorofila e contagem de células. Destas determinações, a análise de clorofila e contagem de células são as mais utilizadas (RAI, 1980).

A concentração de pigmentos fotossintéticos é usada extensivamente para se estimar a biomassa de fitoplâncton. Todas as plantas verdes contêm a clorofila *a*, que constitui aproximadamente em 1 a 2 % da massa seco das algas fitoplantônicas. Outros pigmentos que ocorrem no fitoplâncton são a clorofila *b*, a clorofila *c*, xantofilas, ficobilinas e carotenóides. Importantes produtos da degradação encontrados no meio aquático são os clorofilídeos, feoforbídeos e as feofitinas. A presença ou ausência dos diversos pigmentos é usada entre outras finalidades para separar os principais grupos de algas (APHA, 1995).

As plantas verdes contêm moléculas de clorofila que são capazes de absorver uma faixa do espectro eletromagnético da radiação emitida pela luz solar. A radiação absorvida aumenta a energia das ligações nas moléculas de clorofila. Estes elétrons excitados são doados para um receptor que gera uma série de reações formando carboidratos, como a glicose.

O mecanismo detalhado da fotossíntese é bastante complexo, portanto muitas das etapas já estão bem conhecidas. A presença das ligações duplas e simples alternadas permitem a transferência de energia ao produzir moléculas contendo elétrons no estado excitado. Estes elétrons são então transferidos para compostos como NADPH e ATP (O'NEILL, 1993).

Para a determinação de clorofila *a*, as amostras foram coletadas na superfície da lagoa, nas três estações de amostragem e foi utilizado o método espectrofotométrico proposto por GOLTERMAN & CLYMO (1978) .

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO E IDENTIFICAÇÃO DE ALGAS E OUTROS ORGANISMOS

4.3.1 CARACTERIZAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

Foi utilizado o Índice de Estado Trófico de Carlson, conforme descrito no item 3.4 .

As coletas de amostra para a realização de análises de clorofila a, fósforo total e a medição da transparência, foram feitas num único dia, no mês de julho de 1998, conforme procedimento de MATSUMURA-TUNDISI et al. (1986). Os autores realizaram o estudo na estação do inverno, mais precisamente no final de junho de 1984, em um único dia. Como não há referência a temperatura ambiente e outros dados meteorológicos na ocasião do estudo, para fins comparativos, este trabalho foi realizado na mesma época do ano (início de julho de 1998).

Foi feita uma média dos valores obtidos nas três estações para cada parâmetro e o cálculo do Índice de Estado Trófico foi efetuado a partir do valor médio nas três estações de amostragem.

A análise de fosforo total foi realizada conforme descrito no item 4.2.2.7., nas três estações de amostragem.

A análise de clorofila a, foi realizada conforme descrito no item 4.2.3.2., nas três estações de amostragem.

Para a medida da tranparência foi utilizado Disco de Secchi (30 cm de diâmetro) na presença de luz solar nas três estações de amostragem.

Além dos parâmetros acima, foram analisados nas três estações os seguintes parâmetros:

- pH (superfície)
- condutividade elétrica (superfície)
- turbidez (superfície)

4.3.2 IDENTIFICAÇÃO DE ALGAS E OUTROS ORGANISMOS

A identificação de algas foi realizada conjuntamente com a SABESP (São Paulo). A amostra foi coletada na superfície do lago, na região central (estação II - Figura 4.1) num frasco de 5 litros e foi transportada para São Paulo para identificação do

fitoplâncton e outros organismos. Foi utilizado microscópio invertido de marca Zeiss, com aumento de 400 vezes.

4.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SEDIMENTO

As amostras de sedimento foram coletadas utilizando-se uma draga de Peterson (BRANCO, 1986).

As coletas foram realizadas na parte da manhã (7:20 h). Foram coletados aproximadamente 13 (treze) kg de sedimento na estação II do lago (Figura 4.1) a uma profundidade de 4,20 m e o transporte foi feito em frasco de polietileno, previamente lavado com ácido nítrico a 10 %.

Deixou-as decantar por três horas com a finalidade de reduzir a água intersticial. Estas foram então peneiradas em peneira de abertura de 2,0 mm (ABNT-10).

No mesmo dia iniciou-se as análises dos parâmetros físicos do sedimento. A amostra restante foi armazenada em frasco de polietileno sob refrigeração a 4 °C.

4.4.1 ANÁLISES DE PARÂMETROS FÍSICOS DO SEDIMENTO

Foram realizadas análises de umidade, resíduos fixos, matéria orgânica, ensaio de granulometria e determinação da área superficial.

4.4.1.1 Umidade

Procedeu-se a secagem de uma porção com massa previamente determinada, em uma estufa de marca Fanem à temperatura de 105° C, por um período de 24 horas, (LENNOX, 1984).

4.4.1.2 Teor de Matéria Orgânica e Resíduo Fixo

O resíduo da análise do teor de umidade, de massa previamente conhecida, foi submetido à temperatura de 550° C, por um período de 1 hora, (LENNOX, 1984). O material que permaneceu na amostra é considerado como o resíduo fixo, enquanto que o material calcinado foi identificado como o teor de matéria orgânica.

4.4.1.3 Ensaio de Granulometria

O objetivo do ensaio de granulometria no sedimento é verificar as proporções de areia, silte e argila na amostra.

Foram utilizados os métodos ABNT - MB-3245 e ABNT - MB-28 que separa partículas maiores que 64 μm (areia), partículas com tamanho entre 2 e 64 μm (silte) e argila (partículas menores que 2 μm) através do ensaio de densimetria.

Foi realizada a análise na amostra previamente seca a 105° C

4.4.1.4 Determinação da área superficial

Foi realizada a análise na amostra previamente seca a 105° C. Utilizou-se o equipamento modelo Micromeritics - Flow Sorb II - 2300.

4.4.2 ANÁLISES QUÍMICAS DO SEDIMENTO

Foram realizadas análises de pH, fósforo total, análise elementar (C, H, N) e metais.

4.4.2.1 pH

O pH do sedimento foi analisado numa suspensão na proporção 1:2, sedimento bruto:água, utilizando-se pHmetro de marca Analion, modelo Ion- Analisador IA-601 conforme (WYER, 1988).

4.4.2.2 Fósforo Total

A análise de fósforo total foi feita da amostra seca a 105° C, digerida em uma mistura de proporção 5:1 ácido nítrico:ácido sulfúrico concentrados. Posteriormente a mistura reacional foi lavada e o pH foi elevado a levemente alcalino com solução de hidróxido de sódio e avolumada para 100 ml. Um volume de 50 ml do sobrenadante foi analisado. Foi utilizado o método espectrofotométrico do ácido ascórbico. A leitura da absorbância foi realizada a um comprimento de onda de 880 nm contra solução de referência de fósforo. Foi realizado um branco nas mesmas condições da amostra.

4.4.2.3 Análise Elementar (CHN)

O objetivo do ensaio é determinar a proporção de carbono, hidrogênio e nitrogênio na amostra do sedimento. Os princípios do ensaio são relatados por SKOOG & LEARY, 1992. O procedimento analítico foi realizado pelo Laboratório de Química

Ambiental do Instituto de Química da Unicamp. Foi realizada a análise na amostra seca a 105° C.

Foi utilizado equipamento Perkin Elmer Série 2400 - II

4.4.2.4 Série de Metais

Os princípios do ensaio são relatados por SKOOG & LEARY, 1992.

O procedimento analítico foi realizado pelo Laboratório de Química Ambiental do Instituto de Química da Unicamp. Foi realizada a análise na amostra seca a 105° C

Foi utilizada a análise qualitativa por fluorescência de raios x de energia dispersiva.

Utilizou-se equipamento Tracor Xray Spectrace 5000

4.5 ESTUDO DA ADSORÇÃO DE FÓSFORO NO SEDIMENTO

O estudo foi realizado em condições de aerobiose e anaerobiose, em reator do tipo batelada. Na presença e na ausência da luz.

4.5.1. Amostragem e Tratamento da Amostra do Sedimento

Foi realizada a amostragem e tratamento do sedimento conforme descrito no item 4.4.

4.5.2 Reagentes e Soluções

- sedimento bruto peneirado;
- água deionizada ;
- nitrogênio (gás);
- soluções de referência de fósforo (mg.L^{-1}): 0,1; 0,25; 0,50; 0,75; 1,00; 1,50; 2,00 e 2,50;.
- D(+)-glucose anidra P.A. (Dextrose) - (Merck);

4.5.3 Equipamentos e Acessórios

- peneira com abertura de 2,0 mm (tipo ABNT-10);
- erlenmeyer com capacidade para 6 litros;
- lavador de gás;
- bomba de vácuo;
- espectrofotômetro;
- bomba de aquário;
- mangueiras;
- cubetas de 1 e 5 cm de caminho óptico;
- porta-filtros;
- filtros.

4.5.4 PROCEDIMENTO DO ENSAIO SOB CONDIÇÕES ANAERÓBIAS

Uma massa de 1500 gramas do sedimento bruto peneirado (item 4.4) foi colocada em dois erlenmeyers de capacidade de 6 (seis) litros. Nos dois frascos foram cuidadosamente adicionados 4000 mililitros de solução de glicose* a 500 mgL^{-1} e foi mantido borbulhamento superficial de nitrogênio na superfície (Figura 4.2) por 72 horas com o objetivo de condicionar a interação entre o sedimento e a coluna d'água.

A seguir adicionou-se uma alíquota da solução estoque de fósforo para que a concentração final na coluna d'água ficasse em torno de $4,00 \text{ mgL}^{-1}$. A primeira determinação foi feita após a adição de fosfato no meio, a qual fora relacionada à concentração de fósforo reativo no tempo zero ($t=0$, relativo a C_0).

Mantidas as condições de borbulhamento de nitrogênio pouco abaixo da superfície da água, iluminação (luz acesa), pH (original, não houve correção do pH durante ensaio) e temperatura de 25°C , foram realizadas análises de fósforo reativo nas amostras filtradas em filtro porosidade de $0,45\mu\text{m}$ em intervalos não regulares até a estabilidade dos valores de fósforo reativo no meio.

As análises de fósforo reativo foram realizadas conforme descrito no item 4.5.6. .

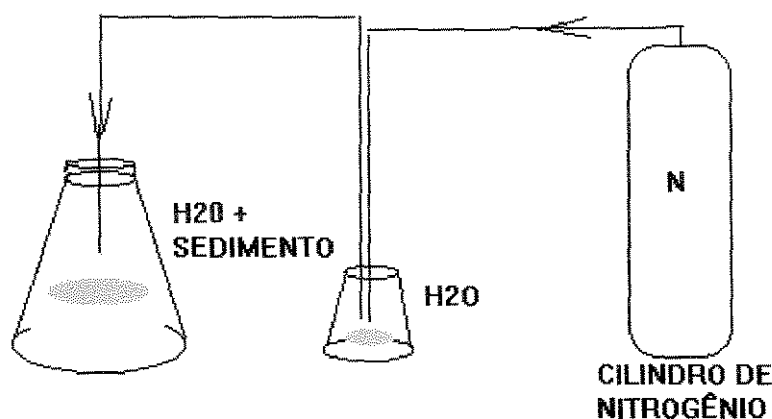
O pH e o teor de oxigênio dissolvido foram medidos no início e no final do procedimento.

O experimento foi realizado sem efetuar correção de pH.

Foi realizado o procedimento na presença e na ausência de luz, cobrindo-se o reator com papel alumínio (ausência de luz).

Através da monitorização do fósforo reativo solúvel versus tempo obteve-se a curva de adsorção do fósforo no sedimento nas condições do estudo. Quando estabilizou-se os valores de fósforo, interrompeu-se o procedimento e anotou-se o último valor (correspondente à concentração de equilíbrio - C_E)

*obs. Adicionou-se a glicose para aumentar a atividade microbiana e o consumo de oxigênio dissolvido.



ESTUDO DA ADSORÇÃO DE FÓSFORO SOB CONDIÇÕES ANAERÓBIAS

Figura 4.2 Esquema do procedimento do estudo da adsorção de fósforo sob condições anaeróbias

4.5.5 PROCEDIMENTO DO ENSAIO SOB CONDIÇÕES AERÓBIAS

Uma massa de 1500 gramas do sedimento bruto peneirado (item 4.4) foi colocada em dois erlenmeyers de capacidade de 6 (seis) litros. Nos dois frascos foram cuidadosamente adicionados 4000 mililitros de água deionizada e foi mantido borbulhamento de ar na superfície através de bomba de aquário (Figura 4.3) por 72 horas com o objetivo de condicionar a interação entre o sedimento e a coluna d'água.

A seguir adicionou-se uma alíquota da solução estoque de fósforo para que a concentração final na coluna d'água ficasse em torno de $4,00 \text{ mgL}^{-1}$. A primeira determinação de fósforo reativo solúvel foi feita após a adição de fosfato no meio, a qual fora relacionada à concentração de fósforo reativo no tempo zero ($t = 0$, relativo a C_0).

Mantidas as condições de borbulhamento de ar, iluminação (luz acesa), pH (original, não houve correção do pH durante ensaio) e temperatura de 25°C , foram realizadas análises de fósforo reativo nas amostras em intervalos não regulares, até a estabilidade dos valores de fósforo reativo no meio.

As amostragens para o procedimento das análises de fósforo reativo solúvel foram feitas com sucção por vácuo sendo filtradas em filtro com porosidade de $0,45\mu\text{m}$.

As análises de fósforo reativo foram realizadas conforme descrito no item 4.5.6.

O pH e o teor de oxigênio dissolvido foram medidos no início e no final do procedimento.

Foi realizado o procedimento na presença e na ausência de luz, cobrindo-se o reator com papel alumínio (ausência de luz).

Através da monitorização do fósforo reativo solúvel versus tempo obteve-se a curva de adsorção do fósforo no sedimento nas condições do estudo. Quando estabilizou-se os valores de fósforo, interrompeu-se o procedimento e anotou-se o último valor (correspondente à concentração de equilíbrio - C_E).

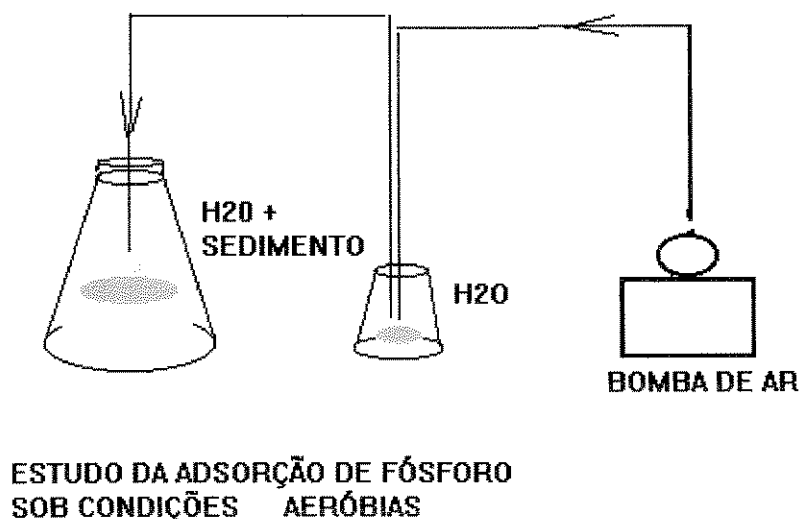


Figura 4.3 Esquema do procedimento do estudo da adsorção de fósforo sob condições aeróbias

4.5.6 FÓSFORO REATIVO SOLÚVEL

O fósforo reativo solúvel foi determinado conforme APHA (1995) na amostra filtrada em filtro de porosidade de 0,45µm. Posteriormente a amostra foi levada a pH levemente alcalino com solução de hidróxido de sódio. Foi utilizado o método colorimétrico do ácido ascórbico. A leitura da absorbância foi realizada a 880 nm contra soluções de referência de fósforo. Foi utilizado espectrofotômetro Micronal B-382.

As soluções de referência foram preparadas utilizando-se de cubeta de 1 cm para soluções mais concentradas e cubeta de 5 cm de caminho óptico para soluções mais diluídas de fósforo, conforme APHA, 1995.

Durante os procedimentos, todas as vidrarias e os porta-filtros, foram lavados com água destilada e deionizada, e posteriormente com ácido nítrico solução a 10 %. Foram utilizadas as mesmas vidrarias do início ao fim dos ensaios evitando a contaminação por fosfatos presentes em detergentes.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 DETERMINAÇÃO DO IQA E ESTUDO DE CORRELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS

Nas Tabelas 5.1.1, 5.1.2 e 5.1.3 são apresentados os valores dos parâmetros obtidos para as três estações de amostragem.

Foram observadas altas proporções entre os valores de DQO/ DBO, indicando a possível degradação inicial da matéria orgânica antes da estação I. Existem canais construídos à montante do lago que podem estar atuando no sentido de realizar a decomposição desta matéria orgânica mais facilmente degradável.

A Figura 5.1.1 mostra a variação temporal dos valores de fósforo total nas três estações de amostragem.

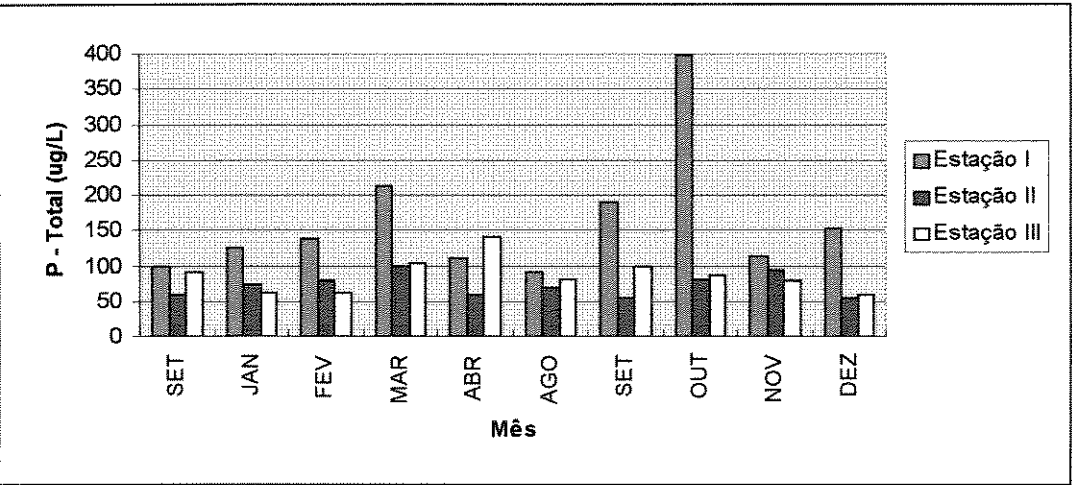


Figura 5.1.1 Valores de fósforo total nas estações I, II, III, da Lagoa do Taquaral

Tabela 5.1.1 Resultados das análises das amostras da estação I da Lagoa do Taquaral

MÊS	*	SET	JAN	FEV	MAR	ABR	JUN	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
DIA	*	17	17	22	22	15	14	23	13	18	24	6
ANO	*	1996	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997
HORA DA COLETA	h	7:10	7:00	8:20	7:40	7:40	7:25	7:20	7:35	8:00	7:30	8:30
PROFUNDIDADE AMOSTRAGEM	m	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
TEMPERATURA ÁGUA	C	22	19	22	23	22	22	21	23	23	25	25
pH	pH	6,48	6,57	7,11	6,84	7,26	7,25	7,32	7,13	7,53	7,68	7,58
COR APARENTE	uH	30	40	40	25	40	30	20	20	60	80	30
TURBIDEZ	uT	9,6	17,4	7,6	11,5	5,2	4,0	6,3	7,7	9,2	23,7	7,3
CONDUTIVIDADE	$\mu\text{S} / \text{cm}$	180,4	172,8	153,1	195,7	175,7	155,8	151,0	148,0	126,6	102,0	179,0
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	mg / L	0,6	0,2	5,6	0,5	5,1	4,0	4,4	3,2	2,0	7,1	3,6
DQO	mg / L	22,1	22,0	16,0	23,6	13,6	6,4	10,4	27,6	29,0	24,5	17,0
DBO	mg / L	5,1	6,2	5,2	4,1	4,2	2,9	3,8	6,9	5,8	4,0	4,2
SOL. TOTAIS	mg / L	NA	23,5	28,1	23,0	20,2	12,3	20,8	21,3	36,4	66,0	48,2
SOL. TOTAIS VOLÁTEIS	mg / L	NA	16,7	23,8	16,2	16,3	10,2	16,7	16,7	31,8	57,4	40,2
SOL. TOTAIS FIXOS	mg / L	NA	6,8	4,3	6,8	3,9	2,1	4,1	4,6	4,6	8,6	8
SOL. SUSPENSOS TOTAIS	mg / L	13,1	11,5	13,0	11,0	9,4	5,2	9,6	9,2	16,2	21,6	15,2
SOL. SUSPENSOS FIXOS	mg / L	4,2	5,4	2,7	4,5	2,2	1,2	2,6	1,8	2,2	3,3	3,6
SOL. SUSPENSOS VOLÁTEIS	mg / L	8,9	6,1	10,3	6,5	7,2	4,1	7,0	7,4	14,0	18,3	12,6
FÓSFORO TOTAL	$\mu\text{g/L}$	100	125	138	213	111	133	92	190	398	113	152
CARBONO ORG. TOTAL	mg / L	NA	10,09	4,76	5,52	5,81	4,80	4,03	5,00	5,68	7,18	5,69
CARBONO INORG. TOTAL	mg / L	NA	11,94	9,37	12,48	11,69	8,55	12,12	15,23	17,74	7,33	11,85
CARBONO TOTAL	mg / L	NA	22,03	14,13	18,00	17,5	13,36	16,15	20,23	23,32	14,51	17,54
NITROGÊNIO AMONÍACAL	mg / L	NA	1,33	0,48	0,37	0,63	0,28	2,83	1,05	2,69	2,53	4,4
N-NITRITOS	mg / L	NA	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,1	0,05	0,04
N-NITRATOS	mg / L	NA	0,14	1,74	2,25	1,30	1,96	0,42	0,48	1,22	0,86	0,16
NITROGÊNIO ORGÂNICO	mg / L	NA	0,12	0,04	0,07	0,23	1,21	0,44	1,81	0,41	0,80	0,20
NITROGÊNIO TOTAL	mg / L	NA	1,60	2,27	2,71	2,17	3,46	3,71	3,36	4,42	4,24	4,80
CLOROFILA a	mg / m3	NA	NA	14,0	0,5	21,7	17,7	22,1	25,1	22,1	40,4	12,1
COLIFORMES FECAIS	NMP/100ml	1.600	3.000	1.600	16.000	3.600	6.900	1610	5100	22000	16000	2300

NA = não analisado

Tabela 5.1.2 Resultados das análises das amostras da estação II da Lagoa do Taquaral

MÊS	*	SET	JAN	FEV	MAR	ABR	JUN	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
DIA	*	26	17	22	22	15	14	23	13	18	24	6
ANO	*	1996	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997
HORA DA COLETA	h	7:20	7:20	8:30	7:50	7:50	7:35	7:20	7:40	8:00	7:40	8:40
PROFUNDIDADE AMOSTRAGEM	m	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
TEMPERATURA ÁGUA	C	22	19	22	23	22	22	21	23	23	25	25
pH	pH	7,33	6,77	7,88	8,80	9,26	7,90	7,38	7,58	7,72	7,58	8,34
COR APARENTE	uH	20	30	30	40	30	30	20	20	60	70	30
TURBIDEZ	uT	6,6	8,6	6,4	12,1	7,8	5,1	8,1	10,2	9,9	14,7	8,2
CONDUTIVIDADE	$\mu\text{S} / \text{cm}$	110,2	88,7	89,6	117,5	128,7	123,0	126,0	118,2	121,4	117,0	110,0
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	mg / L	6,6	5,5	5,7	7,1	7,3	9,6	7,3	9,6	6,0	5,6	10,0
DQO	mg / L	14,7	12,0	10,4	21,6	19,2	8,0	10,0	26,0	21,5	29,9	23,0
DBO	mg / L	NA	3,0	2,3	3,0	3,2	1,8	2,3	4,8	4,6	2,0	3,8
SOL. TOTAIS	mg / L	NA	23,2	25,2	19,2	18,6	9,2	16,4	20,2	26,4	56,0	34,5
SOL. TOTAIS VOLÁTEIS	mg / L	NA	18,0	19,8	16,0	16,5	7,4	13,6	17,0	22,2	49,2	30,2
SOL. TOTAIS FIXOS	mg / L	NA	5,2	5,4	3,2	2,1	1,8	2,8	3,2	4,2	6,8	4,3
SOL. SUSPENSOS TOTAIS	mg / L	6,1	9,4	8,1	15,9	10,5	7,6	9,6	7,2	9,2	14,9	12,6
SOL. SUSPENSOS FIXOS	mg / L	1,6	3,5	1,8	3,4	1,9	1,6	3,6	2,1	1,1	3,1	2,3
SOL. SUSPENSOS VOLÁTEIS	mg / L	4,5	5,9	6,3	12,5	8,6	6,0	6,0	5,1	8,1	11,8	9,3
FÓSFORO TOTAL	$\mu\text{g} / \text{L}$	60	75	78	100	60	50	68	55	82	95	55
CARBONO ORG. TOTAL	mg / L	NA	9,25	2,91	6,21	6,78	4,48	6,05	6,79	5,85	6,31	6,73
CARBONO INORG. TOTAL	mg / L	NA	6,09	5,40	6,46	6,60	8,64	8,13	10,03	11,18	9,27	7,24
CARBONO TOTAL	mg / L	NA	15,34	8,31	12,67	13,38	13,12	14,18	16,82	17,03	15,58	13,97
NITROGÊNIO AMONÍACAL	mg / L	NA	0,18	0,23	0,16	0,80	0,20	2,18	2,07	2,33	2,68	0,65
N-NITRITOS	mg / L	NA	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
N-NITRATOS	mg / L	NA	0,85	0,06	0,57	0,36	1,57	0,84	0,19	0,23	0,44	3,04
NITROGÊNIO ORGÂNICO	mg / L	NA	0,14	0,24	0,07	1,46	1,37	0,55	0,77	1,70	1,20	0,69
NITROGÊNIO TOTAL	mg / L	NA	1,19	0,55	0,82	2,64	3,16	3,59	3,05	4,27	4,33	4,40
CLOROFILA a	mg / m ³	NA	NA	32,0	52,1	50,0	23,9	37,3	51,7	63,5	41,4	46,0
COLIFORMES FECALIS	NMP/100ml	2.200	8.000	200	2.200	110	110	220	1200	690	5100	2300

NA = Não analisado

Tabela 5.1.3 Resultados das análises das amostras da estação III da Lagoa do Taquaral

MÊS	*	SET	JAN	FEV	MAR	ABR	JUN	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
DIA	*	26	17	22	22	15	14	23	13	18	24	6
ANO	*	1996	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997
HORA DA COLETA	h	7:35	7:30	8:40	8:00	7:55	7:45	7:25	7:50	8:00	7:50	8:50
PROFUNDIDADE AMOSTRAGEM	m	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
TEMPERATURA ÁGUA	C	22	19	22	23	22	22	21	23	23	25	25
pH	pH	7	6,23	7,83	7,82	8,89	7,75	7,42	7,65	7,76	7,74	8,2
COR	uH	25	30	30	30	30	30	20	20	60	70	30
TURBIDEZ	uT	7,8	6,41	7,21	14,80	7,9	5,2	8,2	9,14	8,99	17,4	7,7
CONDUTIVIDADE	$\mu S / cm$	108,1	90,5	90,5	112,2	126,1	107,0	117,0	96,2	114,3	107,0	111,0
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	mg / L	5,7	5,3	4,6	6,5	5,8	9,6	7,0	9,7	5,2	5,6	9,0
DQO	mg / L	13,2	19,0	21,6	34,4	18,8	7,2	10,4	26,8	23,5	29,9	8,6
DBO	mg / L	2,0	3,0	3,6	2,6	2,8	2,6	2,9	4,2	3,8	3,1	2,2
SOL. TOTAIS	mg / L	NA	17,30	18,62	25,20	18,20	12,30	21,10	14,30	16,80	54,00	26,80
SOL. TOTAIS VOLÁTEIS	mg / L	NA	14,40	15,02	20,90	14,40	10,70	18,20	11,60	14,40	47,20	22,10
SOL. TOTAIS FIXOS	mg / L	NA	2,90	3,60	4,30	3,80	1,60	2,90	2,70	2,40	6,80	4,70
SOL. SUSPENSOS TOTAIS	mg / L	8,20	5,71	11,10	22,38	11,11	5,30	8,40	6,10	8,10	8,92	13,85
SOL. SUSPENSOS FIXOS	mg / L	1,64	0,81	2,30	6,00	1,70	1,10	1,20	1,18	1,30	1,10	1,60
SOL. SUSPENSOS VOLÁTEIS	mg / L	6,56	4,90	8,80	16,38	9,41	4,20	7,20	4,92	6,80	7,82	12,25
FÓSFORO TOTAL	$\mu g/L$	92	62	62	104	140	59	82	99	86	79	60
CARBONO ORG. TOTAL	mg / L	NA	9,52	5,13	7,61	7,87	4,38	5,40	6,02	5,28	6,59	6,07
CARBONO INORG. TOTAL	mg / L	NA	9,52	5,11	7,30	6,86	12,43	9,39	10,51	11,52	8,43	7,53
CARBONO TOTAL	mg / L	NA	19,04	10,24	14,91	14,74	16,81	14,80	16,53	16,80	15,03	13,61
NITROGÊNIO AMONÍACAL	mg / L	NA	0,10	0,22	0,04	0,36	0,81	0,23	0,23	0,23	0,54	0,44
N-NITRITOS	mg / L	NA	0,02	0,02	0,02	< 0,02	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
N-NITRATOS	mg / L	NA	0,86	0,43	0,61	1,23	1,20	1,75	1,54	0,54	0,41	2,29
NITROGÊNIO ORGÂNICO	mg / L	NA	0,20	0,02	0,03	0,49	1,46	1,01	0,49	1,51	0,8	1,11
NITROGÊNIO TOTAL	mg / L	NA	1,18	0,69	0,69	2,08	3,49	2,99	2,26	2,28	1,75	3,84
CLOROFILA a	mg / m ³	NA	NA	34,0	55,0	72,2	25,5	47,4	55,2	54	53,3	46,4
COLIFORMES FECAIS	NMP / 100 ml	1.600	1.300	20	1.200	110	110	220	2.300	510	3.600	510

NA - não analisado

Os valores de fósforo total se mantiveram numa faixa mais alta na estação I, próxima à entrada, reduzindo longitudinalmente na maioria dos meses em que foi monitorizado, conforme Figura 5.1.1., possivelmente está havendo a deposição do elemento no sedimento.

Por outro lado, foram observados, conforme Figura 5.1.2, valores crescentes do parâmetro clorofila *a*, da amostra I à amostra III, com exceção do mês de outubro, indicando um aumento na correlação entre valores de fósforo e clorofila *a* no sentido longitudinal, o que indica que o fitoplâncton está assimilando o nutriente do início à saída do lago.

Os valores de DQO, DBO e carbono orgânico total não sofreram grandes variações durante o período de amostragem, não observando portanto grandes variações de carga orgânica afluentes à lagoa.

Foram encontrados valores altos de coliformes fecais nas estações de amostragem, indicando contaminação de origem fecal recente (Tabelas 5.1.1, 5.1.2 e 5.1.3).

São baixos os valores de turbidez e sólidos nas estações de amostragem, indicando a sedimentação de sólidos suspensos, característicos de corpos d'água com altos tempos de residência e baixa movimentação (Tabelas 5.1.1, 5.1.2 e 5.1.3).

Um fator que pode contribuir para dificultar a interpretação dos valores dos parâmetros obtidos no sentido longitudinal (sentido da estação I à estação III), é devido aos contribuintes externos, provenientes das bocas de lobo das águas pluviais da avenida e canais de drenagem do parque (Figura 5.1). Estes contribuintes foram rastreados “in loco” por vistoria em barco e as informações foram cedidas pelo Sr. Luís (funcionário do Parque). Nas épocas de chuvas, as drenagens da região interna e externa do parque alteram as condições físico-químicas das águas do lago, seja por diluição ou por arraste de material externo para o corpo d'água. Porém não foi objetivo do estudo correlacionar estes fatores externos com a qualidade da água.

No Apêndice estão os valores de precipitação (Apêndice A.1), temperaturas máximas (Apêndice A.2) e temperaturas mínimas (Apêndice A.3), diárias no ano de 1997 (CEPAGRI).

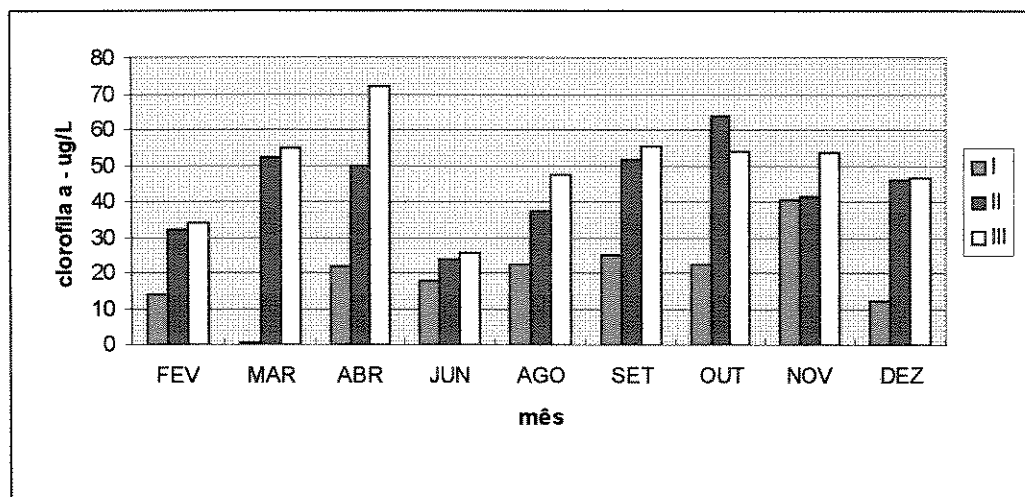


Figura 5.1.2 Valores de clorofila a nas estações de amostragem na Lagoa do Taquaral durante o ano de 1997

De posse dos valores dos parâmetros analíticos nas três estações de amostragem, realizou-se um estudo de correlação linear (Pearson) entre P- total, clorofila a, nitrogênio total, carbono orgânico total e DQO durante os meses analisados no ano de 1997 (Tabelas 5.1.4, 5.1.5, 5.1.6).

O objetivo de realizar o estudo das correlações entre as séries temporais destes parâmetros em cada estação de amostragem, é verificar a assimilação dos elementos constituintes pelo fitoplâncton (nitrogênio, fósforo e carbono) através da análise da clorofila a e verificar a correlação entre os valores de DQO e carbono orgânico total. Um coeficiente de correlação positivo, significa que existe uma tendência de ocorrer o aumento dos valores dos dois parâmetros, um em relação ao outro. Por outro lado, um valor de coeficiente negativo indica o decréscimo do valor do primeiro parâmetro enquanto o outro parâmetro sofre um acréscimo.

As correlações entre os valores de DQO e carbono orgânico total se mantiveram próximas nas três amostras. É importante acentuar as correlações positivas entre o parâmetro carbono orgânico total e a medida da clorofila a, comprovando a contribuição da biomassa algal como material orgânico passível de oxidação.

Na amostra 3 observou-se uma correlação positiva entre os valores de fósforo total e clorofila a, sugerindo a assimilação do elemento pela biomassa algal.

Tabela 5.1.4 Coeficientes de correlação (Pearson) entre valores dos parâmetros analíticos da amostra I

PARÂMETRO	P-TOTAL	CLOROFILA A	NITROGÊNIO TOTAL	CARBONO ORGÂNICO TOTAL	DQO
P-TOTAL	1				
CLOROFILA A	-0,1561	1			
NITROGÊNIO TOTAL	0,3375	0,3311	1		
CARBONO ORGÂNICO TOTAL	-0,0845	0,4327	-0,3669	1	
DQO	0,6268	0,1793	0,1356	0,3644	1

Tabela 5.1.5 Coeficientes de correlação (Pearson) entre valores dos parâmetros analíticos da amostra II

PARÂMETRO	P-TOTAL	CLOROFILA A	NITROGÊNIO TOTAL	CARBONO ORGÂNICO TOTAL	DQO
P-TOTAL	1				
CLOROFILA A	0,2994	1			
NITROGÊNIO TOTAL	-0,2708	0,2002	1		
CARBONO ORGÂNICO TOTAL	0,038	0,6274	-0,124	1	
DQO	0,3101	0,6638	0,2455	0,2989	1

Tabela 5.1.6 Coeficientes de correlação (Pearson) entre valores dos parâmetros analíticos da amostra III

PARÂMETRO	P-TOTAL	CLOROFILA A	NITROGÊNIO TOTAL	CARBONO ORGÂNICO TOTAL	DQO
P-TOTAL	1				
CLOROFILA A	0,8844	1			
NITROGÊNIO TOTAL	-0,2002	-0,2164	1		
CARBONO ORGÂNICO TOTAL	0,3269	0,8371	-0,4844	1	
DQO	0,4143	0,4624	-0,7685	0,3532	1

No Quadro 6 (item 3.8) foram apresentadas as escalas de valores de IQA. Na Tabela 5.1.7, são apresentados os valores de IQA obtidos para cada mês analisado e a respectiva classificação nas três estações de amostragem.

Tabela 5.1.7 Valores de IQA e classificação da água nas estações I, II e III da Lagoa do Taquaral

MÊS	Amostra I	Amostra II	Amostra III
jan/97	36 -R	65 -B	63 -B
fev/97	61 -B	74 -B	75 -B
mar/97	38 -A	62 -B	68 -B
abr/97	59 -B	68 -B	68 -B
jun/97	53 -B	76 -B	76 -B
ago/97	58 -B	74 -B	73 -B
set/97	48 -A	67 -B	64 -B
out/97	38 -A	67 -B	67 -B
nov/97	56 -B	60 -B	61 -B
dez/97	54 -B	64 -B	71 -B

A = aceitável

B = boa

R = ruim

A Figura 5.1.3 apresenta a variação temporal dos valores de IQA nas três estações de amostragem.

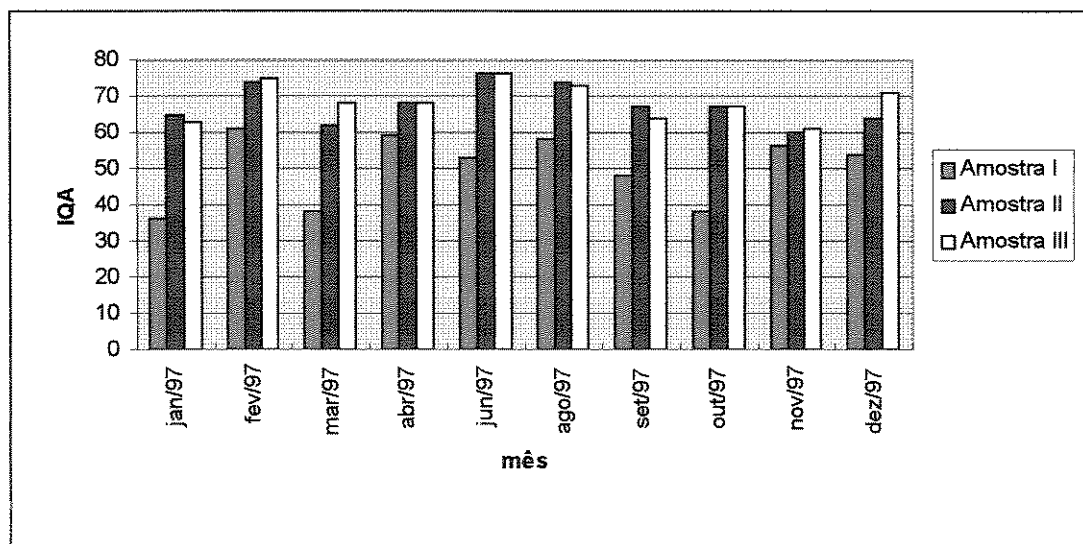


Figura 5.1.3 Variação do IQA nos pontos de amostragem da Lagoa do Taquaral durante o ano de 1997

Conforme Tabela 5.1.7 e Figura 5.1.3, observa-se a melhoria da qualidade da água no sentido longitudinal na Lagoa. Na amostra I (entrada) a água se classifica como ruim e aceitável para alguns meses, enquanto nas amostras II e III a água se apresenta de boa qualidade em todos os meses analisados. Os valores de oxigênio na entrada (amostra I) se apresentam bem abaixo do valor de saturação, exceto no mês de novembro de 1997.

É importante para exemplificar, comparar os valores de IQA obtidos na Lagoa do Taquaral com valores de IQA de alguns reservatórios no Estado de São Paulo. No Anexo estão as figuras (Anexos A.1, A.2 e A.3) que representam respectivamente os valores de IQA para alguns pontos dos reservatórios Jaguari (classe 2), Billings (classe 2) e Barra Bonita (classe 2) extraídos do relatório de qualidade das águas no estado de São Paulo em 1995 (CETESB, 1996).

No Reservatório Jaguari (na Náutica Igaratá junto à rodovia D. Pedro I) os valores de IQA no ano de 1995 variaram de 71 a 93, com um valor médio de 84 (qualidade ótima) para os doze meses.

No Reservatório Billings (compartimento do Rio Grande, junto à captação da Sabesp) os valores de IQA variaram entre 70 a 88, com um valor médio de 79 (qualidade boa) para os cinco meses em que foi monitorizado.

No Reservatório de Barra Bonita (próximo à Ilha do Centro) os valores de IQA variaram de 70 a 76, com valor médio de 73 (qualidade boa).

Na Lagoa do Taquaral (Tabela 5.1.7) na estação III (saída) foram encontrados valores entre 61 e 76, com valor médio de 63 (qualidade boa). Valor este bem inferior aos valores obtidos nos outros locais exemplificados.

Com relação à classificação da Lagoa do Taquaral, quanto ao Decreto 8468 - Estado de São Paulo, alguns problemas são encontrados. As suas águas são afluentes do Ribeirão Anhumas e este do Rio Atibaia (Bacia do Rio Piracicaba). O Ribeirão Anhumas despeja suas águas no Rio Atibaia em local à jusante da captação n.3 de Campinas, entre Campinas e Valinhos (ponto de coleta da CETESB) e à montante da ponte rodovia Campinas-Cosmópolis SP-332 (ponto de coleta da CETESB) e estes locais são

classificados como classe 2, portanto as águas na estação de amostragem III da Lagoa do Taquaral (Figura 5.1) deveriam atender as exigências de um rio classe 2.

Quanto à classificação da água na estação III (amostra 3 - Tabela 5.1.3), atende para classe 2 nos quesitos de oxigênio dissolvido permitido (não inferior a 5 mg/L), à demanda biológica de oxigênio (5 mg/L), quanto à cor (até 75 uH), e quanto à turbidez (até 100 uT). Com relação à amônia no mês de junho o valor encontrado ultrapassou o limite permitido para classe 2 (0,5 mg/L). Quanto ao parâmetro biológico coliformes fecais, nos meses set/96, fev/97, set/97 e nov/97, foram encontrados valores acima do permitido (1000 NMP/100ml) para classe 2, pelo Decreto Estadual 8468 de 08 de setembro de 1976.

Por outro lado, é importante ressaltar que as águas do Ribeirão Anhumas recebem esgoto doméstico e mesmo industrial de área extensa da cidade de Campinas, sem nenhum tratamento, tendo suas águas visível grau de deterioração, sendo classificado como de classe 4 (Decreto Estadual 10755, de 22 de novembro de 1977 - São Paulo). Algumas obras estão em andamento com o objetivo de reduzir este alto grau de poluição neste ribeirão.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO E IDENTIFICAÇÃO DE FITOPLÂNCTON E OUTROS ORGANISMOS

Data da coleta : 11/07/98 - 10:45 h

Local (nas três estações, conforme Figura 5.1)

Temperatura da água na superfície : 16 °C

Temperatura ambiente : 17 °C

Foram realizadas análises de pH, condutividade, turbidez da água na superfície da lagoa no dia da amostragem para a caracterização do estado trófico (Tabela 5.2.1).

Tabela 5.2.1 Análises da água na superfície da Lagoa do Taquaral

Amostra	pH	condutividade μS/cm	Turbidez uT
I	7,2	111,76	13,1
II	7,25	116,84	7,77
III	7,23	121,92	10,1

Tabela 5.2.2 Valores de Índice de Estado Trófico de Carlson e classificação encontrados por MATSUMURA-TUNDISI et al.,1986 e pelo presente trabalho

Índice	MATSUMURA-TUNDISI	ESTE TRABALHO
IET (Cla)	88.5 - HIPEREUTRÓFICO	68.0 - EUTRÓFICO
IET (PT)	85.5 - HIPEREUTRÓFICO	74.3 - EUTRÓFICO
IET (DS)	73.2 - HIPEREUTRÓFICO	62.0 - EUTRÓFICO
IET (médio)	82.4 - HIPEREUTRÓFICO	68.1 - EUTRÓFICO

Através da comparação dos valores obtidos no presente trabalho e valores obtidos por MATSUMURA-TUNDISI et al.,1986 (Tabela 5.2.2), verifica-se uma redução média de 14,3 no Índice de Estado Trófico. A redução nos valores dos índices IET(PT) e IET (DS) foram da mesma ordem (de 11,2), enquanto que a redução no valor de IET(Cla) foi de 20,5. A redução do valor do IET médio foi da ordem de 14,3 e o grau de eutrofização da Lagoa do Taquaral saiu de uma característica de hipereutrofização para um ambiente eutrófico.

Os autores encontraram na superfície do lago, na estação II, valores de fósforo total e condutividade de 1704 μg/L e 300 μS/cm respectivamente, enquanto no presente trabalho foram encontrados valores de 129 μg/L e 116,84 μS/cm. Durante todo o ano de 1997, em todos os meses, nas três estações de amostragem (conforme Figura 5.2.1), foram encontrados valores de condutividade significativamente mais baixos que o valor de 300 μS/cm encontrado por MATSUMURA-TUNDISI et al.,1986.

A condutividade é um parâmetro que fornece informações importantes a respeito de processos nos ecossistemas aquáticos, como produção primária (redução dos valores de condutividade) e decomposição (aumento dos valores de condutividade)

É importante observar também que os autores encontraram em 1984 um ambiente com florescimento de algas e no presente estudo não foi observado florescimento de algas.

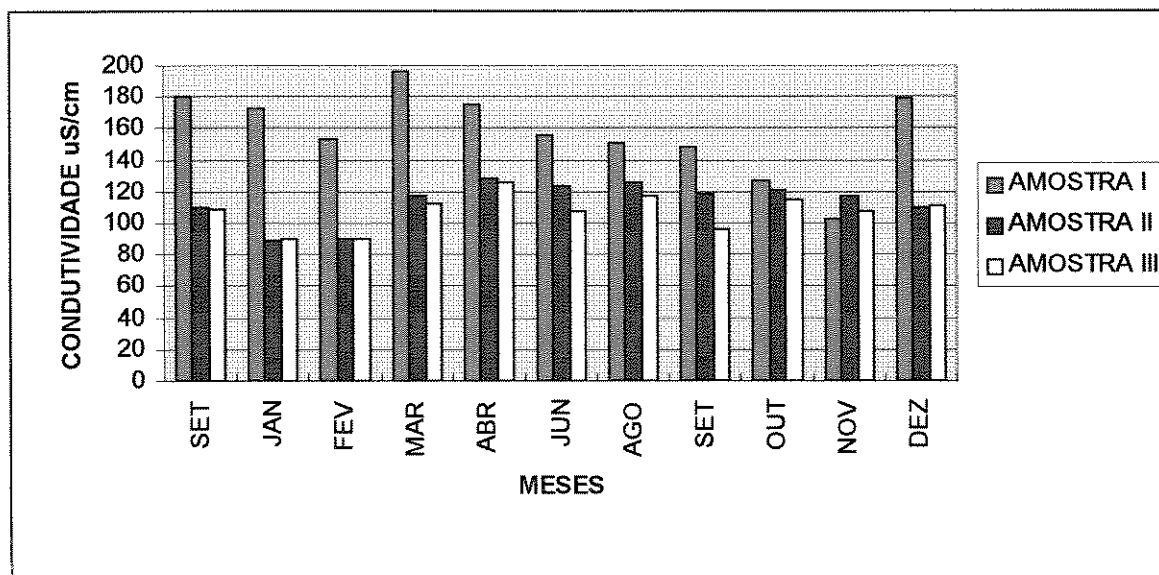


Figura 5.2.1 Valores de condutividade nas águas da Lagoa do Taquaral durante o ano de 1997

Abaixo são apresentados os gêneros de organismos fitoplanctônicos e outros organismos encontrados na superfície do lago.

Gêneros de organismos fitoplanctônicos e outros organismos encontrados na superfície do lago no presente estudo:

- **Cyanophyta** = *microcystis* sp., *merismopedia* sp.
- **Chlorophyta** = *scenedesmus* sp., *planctosphaeria* sp., *pediastrum* sp., *tetraedrum* sp., *coelastrum* sp., *dictiosphaerium* sp., *ankistrodesmus* sp., *monoraphidium* sp., *franceia* sp., *staurastum* sp., *kirchneriella* sp., *mougeotia* sp., *treubaria* sp., *ulothricales* sp., *cosmarium* sp., *euastrum* sp., *crucigenia* sp., *tetrallantos* sp., *oocystis* sp.

- **Chrysophyta** = *diatomacea* sp., *melosira* sp., *cyclotella* sp., *synedra* sp.
- **outras algas** = *euglena* sp., *cryptomonas* sp., *trachelomona* sp., *chlamidomonas* sp., *peridinium* sp., *phacus* sp., *symura* sp., *kephyrium* sp., *mallomonas* sp., *chrysococcus* sp.
- **outros organismos** = ciliados, rotíferos, leucoflagelados, amoeba, ovo, rhizopoda, bacteria, nauplius.

Observou-se uma variedade de organismos fitoplanctônicos e outros organismos. Diferentemente, MATSUMURA-TUNDISI et al. (1986) encontraram na região central da Lagoa do Taquaral um ambiente com presença dominante de *Microcystis aeruginosa*. Outras espécies como *Anabaena spiroides*, *Ankistrodesmus* sp., *Ankistrodesmus falcatus*, *Scenedesmus* spp e *Melosira* sp., também foram encontradas, mas em proporção insignificante quando comparadas com a *Microcystis aeruginosa*. Além disso, foi registrada naquele ambiente uma total ausência de organismos zooplanctônicos (poucas espécies zooplanctônicas resistem aos metabólitos de algas azuis). Quanto aos peixes, a única espécie presenciada foi *Oreochromis niloticus* (tilápia), contrastando com a grande diversidade de espécies observadas durante este trabalho (no dia 08 de março de 1998 houve liberação da pesca esportiva, sendo pescadas na ocasião diversas espécies).

Portanto, sugere-se que, com a redução do grau de eutrofização, com o aumento da diversidade de gêneros de algas, com a presença de organismos zooplanctônicos e com a diversidade de peixes no presente estudo, ter havido melhora da qualidade da água, quando comparada com o estudo anterior.

5.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SEDIMENTO

Dados sobre a coleta do sedimento

Data da coleta : 05 de abril de 1998 (8:15h)

Local : Estação II (Figura 5.1)

Tipo de coletor : Draga de Petersen

Profundidade onde foi coletado o sedimento : 4,20 m

Massa de sedimento coletado : 13 kg

Tabela 5.3.1 Análises físicas e químicas do sedimento

Parâmetro	Valor
umidade (%)	76,8 (triplicata)
Resíduo Fixo (%)	81,19
Matéria Orgânica (%)	18,01
pH da água intersticial	7,02

FURUMAI & OHGAKI (1989) e BOERS & VAN HESE (1988) encontraram os seguintes valores em diferentes datas (Tabela 5.3.2) para o sedimento do Lago Kasumigaura (Japão) e para os Lagos Loosdrecht (Holanda) e da Lagoa do Taquaral respectivamente.

Tabela 5.3.2 Resultados da análise do sedimento do Lago Kasemigaura (Japão) obtidos por FURUMAI & OHGAKI (1989), dos Lagos Loosdrecht (Holanda) BOERS & VAN HESE (1988) e da Lagoa do Taquaral

Parâmetro	FURUMAI & OHGAKI (1989)	FURUMAI & OHGAKI (1989)	BOERS & VAN HESE (1988)	LAGOA DO TAQUARAL
umidade (%)	77,6	76	91	76,8
P - Total (mg/g)	1,7	1,51	1,1	0,455
Voláteis (%)	18,5	19,9	-	18,01

Um problema encontrado com relação às análises do sedimento foi quanto às metodologias, são diversas e diferentes entre si, aquelas propostas por diferentes autores.

Quanto à análise de fósforo total, uma série de trabalhos utilizaram a especiação do elemento no sedimento através da extração sequencial em diferentes reagentes, (JACOBY, et al. 1982), (FURUMAI & OHGAKI, 1989), (MAINE, et al., 1992), (BALDWIN, 1996), (RYDIN, 1996). Com o objetivo de analisar fósforo total a diferentes profundidades no sedimento, DILLON & EVANS (1993) fizeram extração com persulfato de potássio ($K_2S_2O_8$) em meio ácido e procederam a análise colorimétrica com cloreto estanoso/ molibdato de amônio.

A solubilidade do fósforo na água intersticial do sedimento é controlada pela composição dos fosfatos presentes e suas interações com outros materiais minerais ou amorfos. As associações de fosfatos com os elementos ferro, alumínio, cálcio e as propriedades de adsorção dos carbonatos e argilas são de fundamental importância no presente estudo, portanto foi realizada a análise granulométrica (CHAPMAN, 1996). Verificou-se uma maior porcentagem em silte presente no sedimento, conforme os resultados apresentados na Tabela 5.3.3.

Tabela 5.3.3 Análise granulométrica do sedimento da Lagoa do Taquaral

Componente	Proporção (%)
ARGILA	10
SILTE	58
AREIA	32

A composição elementar (carbono, nitrogênio e hidrogênio) no sedimento seco a 105 °C, está relacionada na tabela 5.3.4.

Tabela 5.3.4 Análise Elementar (C,H,N) do Sedimento da Lagoa do Taquaral

(Anexo B.1)

Elemento (%)	I	II	Valor Médio
carbono	5,88	6,14	6,01
hidrogênio	1,6	1,69	1,645
nitrogênio	0,39	0,34	0,365

No presente trabalho foi encontrada uma relação C/N de 16,46. BOERS & VAN HESE (1988) encontraram uma relação C/N da ordem de 19. ESTEVES & CAMARGO (1982) encontraram uma relação C/N de 18,6 para o sedimento da Represa do Estreito, 18,5 para a Represa Porto Colúmbia, 17,4 para a Represa de Ibitinga e 20,2 para a Represa de Promissão. Segundo os autores, quanto maior a relação C/N, maior o teor de matéria orgânica no sedimento.

A área de superfície é a chave do fenômeno que controla a capacidade de adsorção. A área é inversamente proporcional ao tamanho da partícula e diminui de 1000 vezes de partículas de argila (10 m²/g) para partículas de areia (0,01m²/g). Portanto, as partículas mais finas são geralmente as que mais adsorvem traços de elementos químicos.

Este fenômeno é de grande importância no estudo da adsorção do fósforo no sedimento (CHAPMAN, 1996). No presente estudo foi encontrada uma área superficial de 23,57 m²/g (Anexo B.2).

A análise de metais foi realizada qualitativamente por fluorescência de raios-x de energia dispersiva (Anexos B.3, B.4, B.5), foram detectados os seguintes elementos:

- Alumínio, titânio, cromo, ferro, cobre, zinco, chumbo e zircônio.

Muitos trabalhos têm sido publicados sobre a determinação de metais pesados em sedimentos. Atualmente, a tendência é verificar o quanto destes metais está realmente disponível à microbiota, com o objetivo de correlacionar com a toxicidade aos organismos.

PERIN, et al. (1997) estudaram a biodisponibilidade de metais no sedimento da Baía da Guanabara por um procedimento de extração sequencial. Os autores sugeriram evitar a dragagem do sedimento, pois este procedimento aceleraria na formação de óxidos metálicos tornando-os mais disponíveis para a fauna e a biota em geral. Diferentemente do presente trabalho, estes autores utilizaram a extração sequencial dos metais no sedimento com ácido nítrico e hidróxido de amônio.

A Tabela 5.3.5 apresenta os resultados das análises de alguns parâmetros importantes para o presente estudo, no dia da coleta do sedimento.

Tabela 5.3.5 Análises da água na superfície da Lagoa do Taquaral no dia da coleta do sedimento

PARÂMETRO	VALOR
pH	7,63
DQO (mg/L)	21
Condutividade (µS/cm)	98
Turbidez (uT)	9,76
Fósforo Total (µg/L)	154,3
Fósforo Reativo Total (µg/L)	31,8
Fósforo Solúvel Total (µg/L)	88,1
Fósforo Suspenso Total (µg/L)	66,2

5.4 ESTUDO DA ADSORÇÃO DE FÓSFORO NO SEDIMENTO

Muitos trabalhos têm sido publicados no sentido de elucidar os fenômenos de sorção do fósforo nos sedimentos de lagos.

Experiências no sentido de propor uma modelação matemática para os fenômenos de sorção do elemento fósforo nos sedimentos foram realizadas por FURUMAI & OHGAKI, 1989. Os autores utilizaram o modelo clássico de Langmuir dado pela equação:

$$X_e = X_m b C_e / (1 + b C_e) \quad (\text{equação 5.4.1})$$

onde X_e é o fósforo adsorvido, X_m é a adsorção máxima, b é a energia de ligação e C_e é a quantidade trocável na fase sólida em sedimentos de lago.

A troca de fósforo na superfície água/sedimento foi também modelada por KROS & WESTERVELD (1988) estudando os Lagos Loosdrecht, na Holanda. Os autores propuseram a seguinte equação:

$$P_t = (P_o - P_e) [1 - \exp(-n K_m A/V)] + P_e \quad (\text{equação 5.4.2})$$

onde :

P_t - concentração do fósforo em função do tempo;

P_e - é a concentração do fósforo em equilíbrio;

n - porosidade do sedimento;

K_m - taxa de transferência;

A - área superficial;

V - volume da solução;

t - tempo.

Para modelar as interações, no presente estudo aplicou-se a equação (5.4.3):

$$C_t = (C_o - C_e) * e^{(-k^* A/V) * t} + C_e \quad (\text{equação 5.4.3})$$

onde C_t = concentração do fósforo em função do tempo (mg/ m³);

C_o = é a concentração inicial do fósforo (mg/ m³);

C_e = é a concentração do fósforo em equilíbrio (mg/ m³);

k = constante de transferência (m/h);

t = tempo (h);

A = área da superfície do sedimento (m²);

V = volume da solução que sofre variação a cada amostragem (m³).

A Tabela 5.4.1 apresenta os valores da concentração de fósforo reativo solúvel em função do tempo, para as condições dos experimentos.

Tabela 5.4.1.Valores da concentração de fósforo reativo solúvel encontrados em função do tempo nos experimentos

TEMPO	REATOR 1	REATOR 2
h	PRS mg/ m ³	PRS mg/ m ³
0:00	4155	4255
0:15	4055	4188
0:45	4055	4188
2:05	3975	3988
4:00	3901	4001
8:45	3768	3855
20:00	3635	3715
23:00	2728	2668
26:00	2521	2781
45:30	1988	2348
92:00	1308	1388
163:30	1168	1268
221:30	935	1181
341:30	701	608
551:30	257	235
844:30	103	52
1058:30	37	14

TEMPO	REATOR 3	REATOR 4
h	PRS mg/ m ³	PRS mg/ m ³
0:00	4135	4135
1:00	3555	3541
2:00	3368	3108
5:15	3015	3035
16:00	2728	2701
19:15	2601	2735
22:15	2488	2428
41:45	2468	2201
86:15	1388	1800
158:00	988	1561
216:00	548	1168
361:00	268	741
571:00	159	168
853:00	22	27
1067:00	8	8

onde,

PRS = fósforo reativo solúvel

REATOR 1 : Sistema anaeróbio na presença de luz

REATOR 2: Sistema anaeróbio na ausência de luz

REATOR 3: Sistema aeróbio na presença de luz

REATOR 4: Sistema aeróbio na ausência de luz

Ao plotar o gráfico de $\ln [(C_r - C_e)/(C_o - C_e)]$ por $[(A/V)*t]$ obtém-se a constante de transferência k.

Nas Figuras 5.4.1, 5.4.2, 5.4.3 e 5.4.4, encontram-se os gráficos de Fósforo Reativo Solúvel em função do tempo, para os quatro experimentos, representando a curva modelada (obtida ao substituir os valores de tempo na equação 5.4.3) e a curva obtida para cada experimento (curva real).

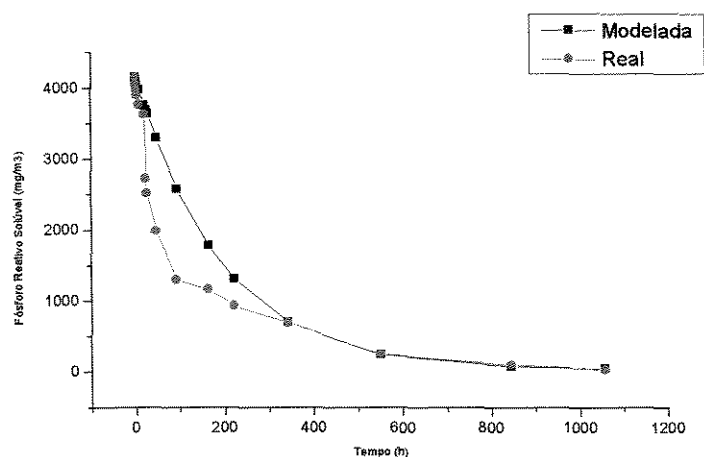


Figura 5.4.1 Curva representando os valores reais e os valores obtidos da modelação da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral para condições anaeróbias em presença de luz

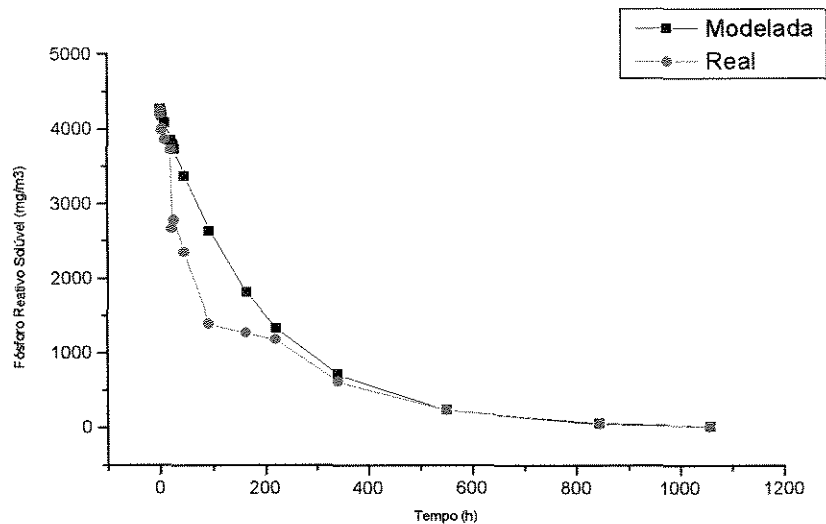


Figura 5.4.2 Curva representando os valores reais e os valores obtidos da modelação da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral para condições anaeróbias em ausência de luz

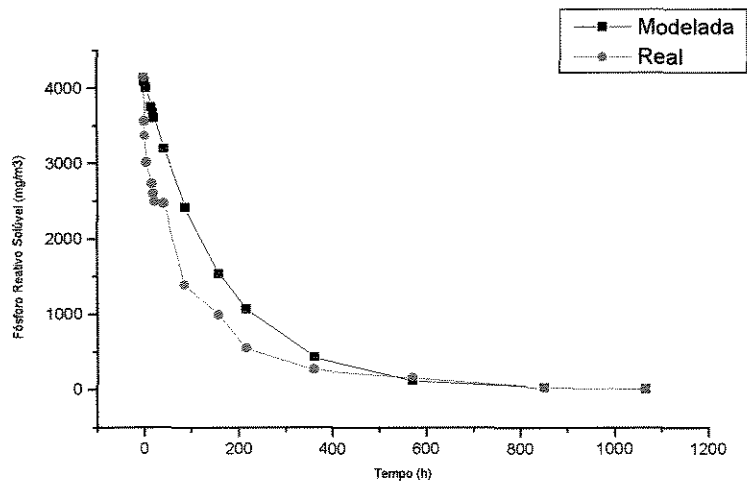


Figura 5.4.3 Curva representando os valores reais e os valores obtidos da modelação da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral para condições aeróbias em presença de luz

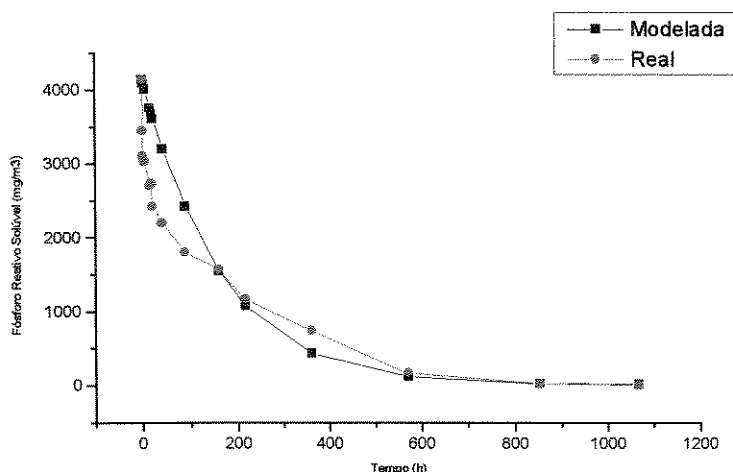


Figura 5.4.4 Curva representando os valores reais e os valores obtidos da modelação da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral para condições aeróbias em ausência de luz

Os valores do coeficiente de correlação linear entre as curvas modelada e real nos experimentos são os seguintes:

Reator 1 (0,955); Reator 2 (0,965); Reator 3 (0,973); Reator 4 (0,967)

As taxas de adsorção (constante de transferência) para cada experimento, os valores de pH iniciais e finais, as concentrações iniciais e de equilíbrio, estão relacionadas na Tabela 5.4.2.

Tabela 5.4.2 Parâmetros experimentais, cinéticos e analíticos obtidos no estudo da adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral

	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
k (m/h)	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-4}$
k (m/s)	$1,389 \cdot 10^{-7}$	$1,389 \cdot 10^{-7}$	$1,667 \cdot 10^{-7}$	$1,667 \cdot 10^{-7}$
pH (inicial)	5.08	5.04	7.75	8.08
pH (final)	5.27	6.18	6.78	7.67
C_e(mg/ m³)	37	14	8	8
C_o(mg/ m³)	4255	4255	4135	4135

Observou-se a partir dos valores da constante de transferência (k) obtidas (Tabela 5.4.2), que não houve diferença entre as taxas de adsorção do fósforo na presença ou na ausência de luz, tanto para o sistema aeróbio, quanto para o sistema anaeróbio. As constantes de transferência ficaram na ordem de 10^{-7} m/s. (KROS & WESTERVELD, 1988) encontraram um valor de k de $5 \cdot 10^{-7}$ m/s. Segundo os autores, foram encontrados em outros lagos na Holanda valores da constante de transferência desta mesma ordem.

Observou-se a partir da Tabela 5.4.2 que os valores de k para os sistemas aeróbios (reatores 3 e 4) tiveram valores superiores aos obtidos nos sistemas anaeróbios (reatores 1 e 2), demonstrando haver mais afinidade do sedimento pelo fósforo em condições aeróbias o que está em concordância com trabalhos de CERCO (1989), FURUMAI & OHGAKI (1989) e RYDIN (1996).

Pela grande área superficial encontrada ($23,57 \text{ m}^2/\text{g}$), pela alta proporção de silte/argila (Tabela 5.3.3) e pela acentuada presença do elemento ferro (Anexos B3, B4, B5) sugere-se que o sedimento tem um grande potencial em adsorver o fósforo, atuando como armazenador do elemento, em condições aeróbias na região hipolimnética. Por outro lado, em condições de anaerobiose no hipolímnio, o elemento poderia ser liberado para a coluna d'água, estimulando o desenvolvimento de algas, acentuando o processo de eutrofização.

Neste sentido é importante reduzir ou eliminar os fatores que provocam a eutrofização do lago, evitando que o hipolímínio venha apresentar uma deficiência de

oxigênio, o que ocasionaria a liberação do fósforo adsorvido para a coluna d'água, tornando assim o fenômeno da eutrofização um processo crônico.

Algumas técnicas utilizadas para a correção dos efeitos da eutrofização envolvem os seguintes processos:

- redução da entrada de nitrogênio e fósforo;
- renovação do hipolímnio (aeração do hipolímnio);
- retirada periódica das macrófitas aquáticas;
- renovação do sedimento de fundo (dragagem);
- diminuição do tempo de residência;
- isolamento químico do sedimento (adição de sais de cálcio, ferro ou alumínio, com o objetivo de reter o elemento fósforo no sedimento, evitando que o mesmo se desloque para a coluna d'água).

Iniciativas com o objetivo de recuperar lagos eutrofizados já são amplamente utilizadas em diversos países, e citada por diversos autores. Suíça (WEHRLI, 1997), Estados Unidos (WELCH, 1992), Canadá (PINEL-ALLOUL, 1993), Suécia (BALMÉR & HULTMAN, 1988) e Japão (HOSOMI et al., 1991), Holanda (BOERS, et al., 1998), Brasil (NEGREIROS, 1998), porém muitas destas técnicas ecotecnológicas aplicadas isoladamente ou em conjunto não têm levado aos resultados desejados.

Na Lagoa do Taquaral já foram aplicadas algumas destas técnicas como por exemplo, a renovação do sedimento de fundo (dragagem) e a diminuição da entrada de nitrogênio e fósforo provenientes de esgoto bruto, porém são desconhecidos estudos publicados de monitorização, com o objetivo de acompanhar o grau de recuperação deste corpo d'água.

6 CONCLUSÕES

A Lagoa do Taquaral se encontra eutrofizada, segundo o Índice de Estado Trófico de Carlson, porém, este lago já foi classificado como um ambiente hipereutrófico.

Não constatou-se durante o estudo a presença de “bloom” de algas e observou-se a diversidade de espécies de algas e peixes.

A água nas estações II e III se apresentaram como boas, segundo a classificação do IQA - CETESB. Como já foi discutido, este índice classifica as águas para fins de abastecimento público, tendo sido utilizado no trabalho para comparações futuras. Para a classificação completa da qualidade das águas para fins de abastecimento é necessário a realização de análise de outros parâmetros como metais, e ensaios de toxicidade. Portanto, como mostrado no exemplo comparativo entre a qualidade das águas da Lagoa do Taquaral e outros reservatórios no Estado de São Paulo, a metodologia é muito útil, por resumir uma série de variáveis analisadas, expressando-as em um único número, facilitando na visualização da evolução da qualidade da água, no tempo e no espaço.

Existe uma grande dificuldade em comparar os valores da caracterização do sedimento com outros estudos devido às diferentes metodologias de coleta e análises encontradas.

As taxas de sorção de fósforo no sedimento não variaram significativamente nas condições dos experimentos. Observou-se maior afinidade do sedimento pelo elemento fósforo em condições aeróbias, o que está em concordância com trabalhos de CERCO (1989), FURUMAI & OHGAKI (1989) e RYDIN (1996).

7 RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES

A monitorização de qualidade das águas sempre deve ser componente de todos os processos de planeamento e gerenciamento de recursos hídricos. Nenhum sistema de recursos hídricos sustentável pode ser eficientemente planejado, projetado e gerenciado sem dados adequados e confiáveis sobre os parâmetros do sistema e os lagos não são uma exceção à regra.

Os lagos somente poderão ser gerenciados eficientemente se as informações nas quais as decisões gerenciais possam ser baseadas estiverem disponíveis, de modo regular e pontual. Os dados coletados devem ser utilizados de uma forma adequada, para se obter um quadro claro da situação do lago, em termos de quantidade e qualidade, sua disponibilidade e uso.

Neste sentido, sugere-se alguns procedimentos e parâmetros que devam ser monitorizados neste lago:

- rastreamento de fontes poluidoras;
- vazão: ainda não é conhecida a vazão (realizar mínima e máxima);
- levantamento batimétrico: volume, curva hipsométrica, profundidade (uma vez ao ano);
- estratificação Térmica e oxigênio dissolvido a várias profundidades: período e estação (um dia todo, de três em três meses);
- análise de orgânicos e inorgânicos em peixes (bioacumuladores de contaminantes) - uma única vez por ano;
- análise de metais no sedimento (uma vez no ano).

Além destes levantamentos deve ser realizada a monitorização de alguns parâmetros físico-químicos e biológicos:

- condutividade, fósforo total e N-Kjeldahl;
- identificação de gêneros de algas,
- biomassa algal (clorofila *a*),
- colimetria e pH.

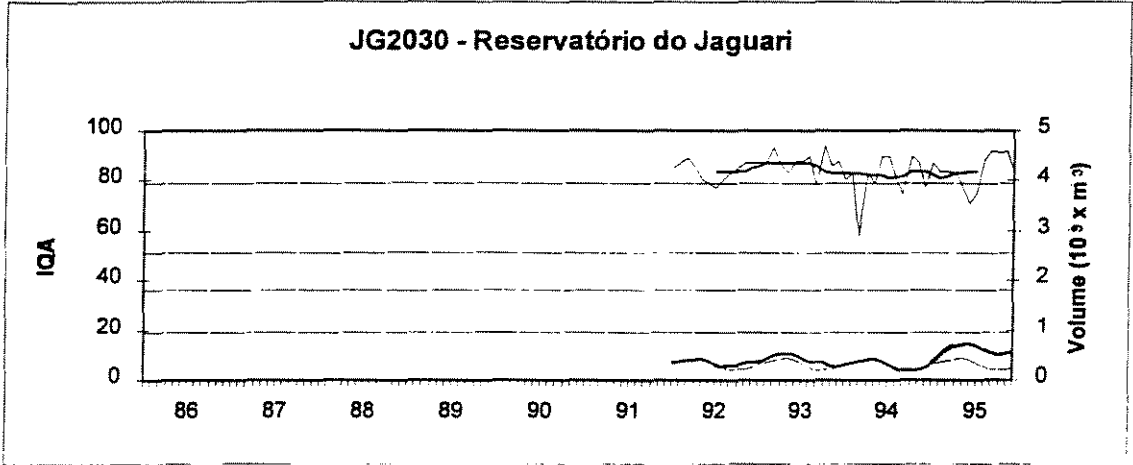
A utilização de índices, como aplicados no presente trabalho, é interessante, visto que são ferramentas que têm como objetivo simplificar uma série de parâmetros em valores inteiros, fáceis de entendimento para o público e para a comunidade científica.

Quanto ao estudo da caracterização do sedimento, acredita-se ser necessário que haja um consenso entre os pesquisadores no sentido de padronizar as metodologias analíticas. Não há uma descrição detalhada sobre o tratamento dado à amostragem e ao tratamento do sedimento após a coleta, nas diversas referências consultadas. Equipamentos de coleta, forma de peneiramento, tempo de decantação após a coleta, são informações indispensáveis quando se trabalha com este material, mas várias destas informações não estão disponíveis na literatura consultada.

Várias metodologias têm sido apresentadas no estudo da sorção de fósforo nos sedimentos. Alguns autores utilizaram processos estáticos, onde se faz a agitação da mistura água-sedimento e posterior centrifugação da suspensão, analisando-se o sobrenadante (LENNOX, 1994), (JACOBY, et al., 1982), (BALDWIN, 1996). Outros autores utilizaram reatores do tipo batelada (utilizado no presente estudo), onde a mistura (água-sedimento) era agitada por meio de borbulhamento com ar ou nitrogênio e a água sobrenadante sendo analisada (FURUMAI, et al., 1989), (CERCO, 1989), (MAINE, 1992), (KROS & WESTERVELD 1987).

Observa-se portanto a falta de um procedimento padronizado que auxilie na comparação entre os diversos resultados obtidos destes estudos.

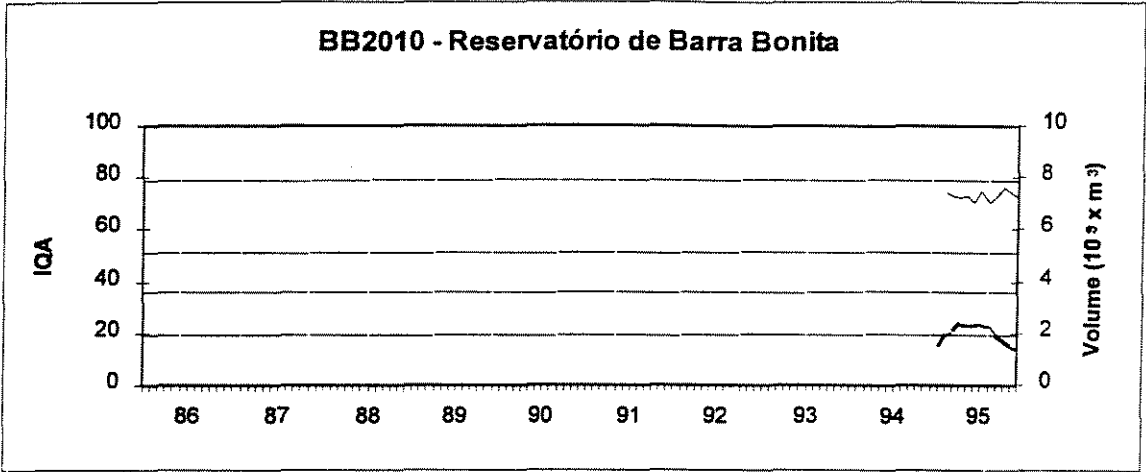
ANEXOS



RESULTADOS DOS PARÂMETROS E INDICADORES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS														
LOCAL : RESERVATÓRIO DO JAGUARI - NA NAUTICA IGARATÁ JUNTO À RODOVIA D. PEDRO I (SP-65), NO MUNICÍPIO DE IGARATÁ												ANO : 1995		
CÓDIGO DO LOCAL : 01SP02JG2030												CLASSE : ESPECIAL		
NÃO ATENDEM AOS LIMITES : DA CLASSE 1 (CONAMA20) OU DA CLASSE 2 (DEC. 8468) (*)												UGRHI : PARAIBA DO SUL		
PADRÕES														
PARÂMETROS	UNIDADE	CONAMA 20/ DEC. 8468#	JAN 12/09:50	FEV 16/09:40	MAR 09/10:30	ABR 06/08:59	MAI 16/09:50	JUN 08/09:00	JUL 13/12:00	AGO 10/10:00	SET 14/10:45	OUT 19/12:55	NOV 09/11:45	DEZ 11/13:00
TEMP. ÁGUA	°C		28	25	29	26	24	22	21	20	25	23	29	27
pH			7,4	7,4	7,4	6,5	6,9	6,5	6,6	6,6	7,0	7,2	7,0	6,3
O.D.	mg/L		6,5	6,9	7,3	6,6	4,6	3,1	5,0	6,7	6,5	7,6	7,5	7,7
DBO (5,20)	mg/L		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
COU. FECAL	NMP/100mL		2,3E+01	2,2E+01	8,0E+01	5,0E+01	7,0E+01	7,0E+00	1,3E+02	8,0E+00	4,0E+00	4,0E+00	2,0E+00	7,0E+00
N. TOTAL	mg/L		0,043	0,82	0,34	0,34	0,18	0,36	0,04	0,22	0,15	0,19	0,55	0,13
FOSF. TOTAL	mg/L		0,010	0,060	<0,010	<0,010	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
RES. TOTAL	mg/L		30	76	38	30	40	8	30	32	36	14	34	36
TURBIDEZ	UNT		3,1	4,7	2,2	2,2	3	4	2,3	1,5	2,0	3,5	7	1,6
IQA			87	84	84	83	77	71	75	68	92	91	92	83

ANEXO A.1 Valores de IQA para o Reservatório Jaguarí

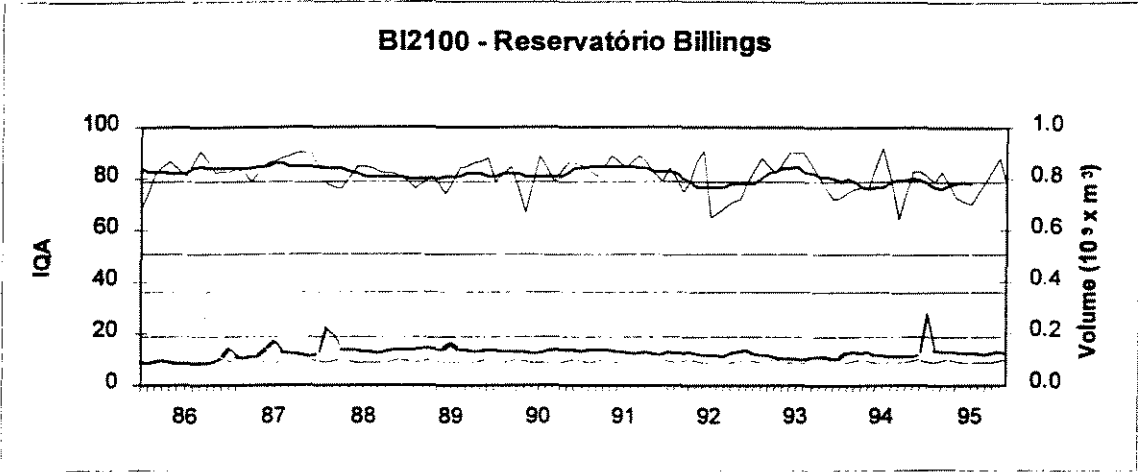
Fonte : CETESB,1996



RESULTADOS DOS PARÂMETROS E INDICADORES DE QD 12/11/00																
LOCAL : RES. DE BARRA BONITA, PRÓXIMO À ILHA DO CENTRO					CLASSE : 2					UGRHI : TIETÊ / SOROCABA					ANO : 1995	
CÓDIGO DO LOCAL : 01SP10BB2010					NÃO ATENDEM AOS LIMITES : DA CLASSE (*)											
		PADRÕES														
PARÂMETROS	UNIDADE	CONAMA 20/ DEC. 84/98	JAN	FEV 06/09:45	MAR	ABR 03/10:10	MAI 24/09:50	JUN 29/10:10	JUL 12/11:00	AGO 23/10:00	SET	OUT 19/11:45	NOV	DEZ 09/10:25		
TEMP. AGUA	°C			24		23	20	18	18	19		22		28		
pH		8.0 a 9.0		7.9		8.7	8.6	8.7	8.6	8.5		8.7		8.8		
S.S.	mg/L	5.0		4.1		5.8	5.8	5.8	6.6	5.7		7.7		5.2		
DBO (5,20)	mg/L	5		2		<1	<1	<1	1	3		2		3		
COL. FECAL	NMP/100mL	1000		3.0E+03		2.0E+02	<200	<200	<200	<200		<200		<200		
N. TOTAL	mg/L			2.46		1.52	1.54	2.07	2.27	3.12		2.87		3.37		
FOSF. TOTAL	mg/L	0.025		0.102		0.075	0.036	0.138	0.015	0.033		0.027		0.018		
RES. TOTAL	mg/L			153		119	116	112	112	118		138		147		
TURBIDEZ	UNT	100		25		23	17	7.7	4.8	2.4		2		3		
	IQA			74		72	73	70	75	70		76		72		

ANEXO A.2 Valores de IQA para o Reservatório Barra Bonita

Fonte : CETESB,1996



RESULTADOS DOS PARÂMETROS E INDICADORES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS															
LOCAL		RESERVATÓRIO BILLINGS - COMPARTIMENTO DO RIO GRANDE, RODOVIA ANCHIETA, JUNTO A CAPTAÇÃO SABESP										ANO : 1995			
CÓDIGO DO LOCAL		01SP06BI2100										CLASSE 2			
NÃO ATENDEM AOS LIMITES		DA CLASSE (*)										UGRHI : ALTO TIETÊ			
PARÂMETROS		UNIDADE	PADRÕES	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
			CONAMA 201	17/11-45	07/10-50	08/12-15		2 4/11-25		05/12-40		05/12-30		06/13-45	
			DEC 8468#												
TEMP. ÁGUA	°C			25	24	29		22		20		18		25	
pH			6.0 a 9.0	7.9	6.8	7.3		6.9		6.8		7.4		7.6	
O.D.	mg/L		5.0	8.4	4.7	7.1		5.2		8.0		7.4		6.7	
DBO (5,20)	mg/L		5		<1	4		5		11				2	
COLI FECAL	NMP/100mL		1000	3.4E+01	1.4E+01	2.2E+01		6.0E+01		7.0E+01		42		4.0E+00	
N TOTAL	mg/L			2.80	1.34	1.10		1.75		7.89		1.79		1.11	
FOSF. TOTAL	mg/L		0.025	0.030	0.055	0.040		0.029		0.029		0.046		0.030	
RES. TOTAL	mg/L			147	136	127		128		116		145		180	
TURBIDEZ	UNT		100	16	23	21		65		1		2		2	
IQA					79	83		73		70				88	

ANEXO A.3 Valores de IQA para o Reservatório Billings

Fonte : CETESB,1996

DATE 11 08 98 TIME 14 55 20 OPERATOR ID MANUELA
 RUN 48 ID 4163 WEIGHT 1.445

SIGNALS

CARBON 5.88%
 HYDROGEN 1.60%
 NITROGEN .34%

ZR 6569
 NR 6856
 CR 7898
 HR 8988

DATE 11 08 98 TIME 14 59 53 OPERATOR ID MANUELA
 RUN 49 ID 4163 WEIGHT 1.896

SIGNALS

CARBON 6.14%
 HYDROGEN 1.69%
 NITROGEN .39%

ZR 6572
 NR 6869
 CR 8294
 HR 9689

Pedro

INSTITUTO DE QUIMICA			
UNICAMP			
ANALISADOR ELEMENTAR PE.2400			
Amostra	<i>Sedimento Taquaral</i>		
% C	_____	_____	_____
% H	_____	_____	_____
% N	_____	_____	_____
Data	<i>11 / 8 / 98</i>	Análise N.º	<i>4163</i>
Operador	<i>Manuela</i>		
Responsável	_____		

ANEXO B.1 Relatório de Análise Elementar do Sedimento

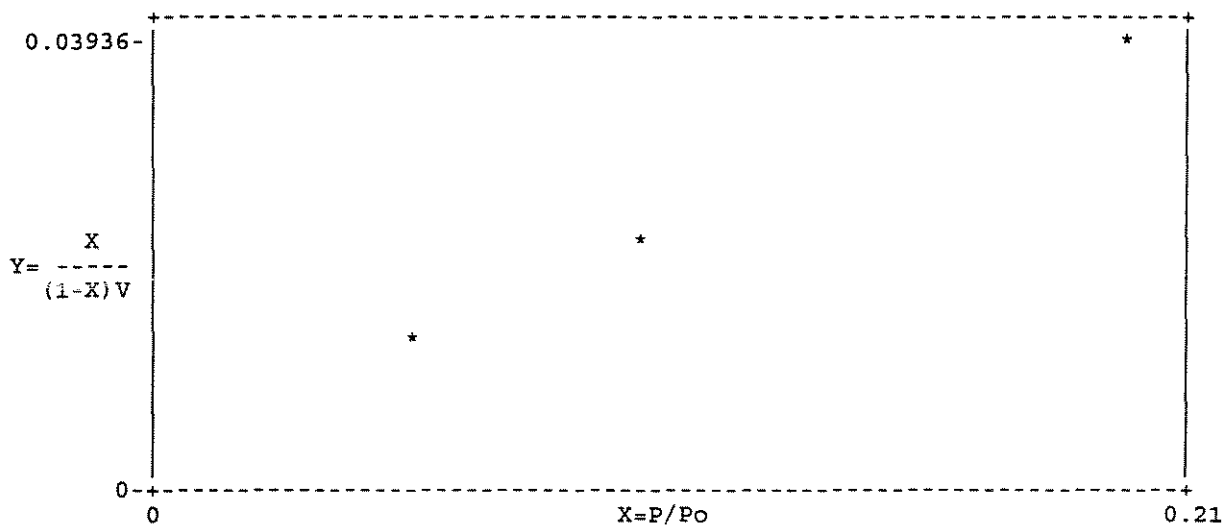
MICROMERITICS INSTRUMENT CORPORATION
FlowSorb 2300

BET SURFACE AREA ANALYSIS
REPORT DATE: 25/08/98

SAMPLE I.D.: Sedimento Taquaral (Pedro/ Wilson) ADSORBATE: Nitrogen
SAMPLE WEIGHT: 0.2952 g BAROMETRIC PRESSURE: 760 mmHg
MOL. CROSS-SECTIONAL AREA: 0.162 nm² SATURATION PRESSURE: 775 mmHg
AMBIENT TEMPERATURE: 0.00 C

EXPERIMENTAL DATA (%)	(VOL)	VOL ADSORBED (cm ³ /g AT STP)	X=P/Po	Y=X/[(1-X) V]
5.400	1.23	4.17	0.0530	0.01342
10.000	1.47	4.98	0.0981	0.02183
20.000	1.83	6.20	0.1961	0.03936

BET SURFACE AREA: 23.57 +/- 0.24 m²/g
SLOPE: 0.1808 +/- 0.0019
INTERCEPT: 0.0040 +/- 0.0002
C: 46.72
Vm: 5.41 cm³/g
CORRELATION COEFFICIENT 0.9999



ANEXO B.2 Relatório de Análise da Área Superficial do Sedimento

08/31/98 09:37

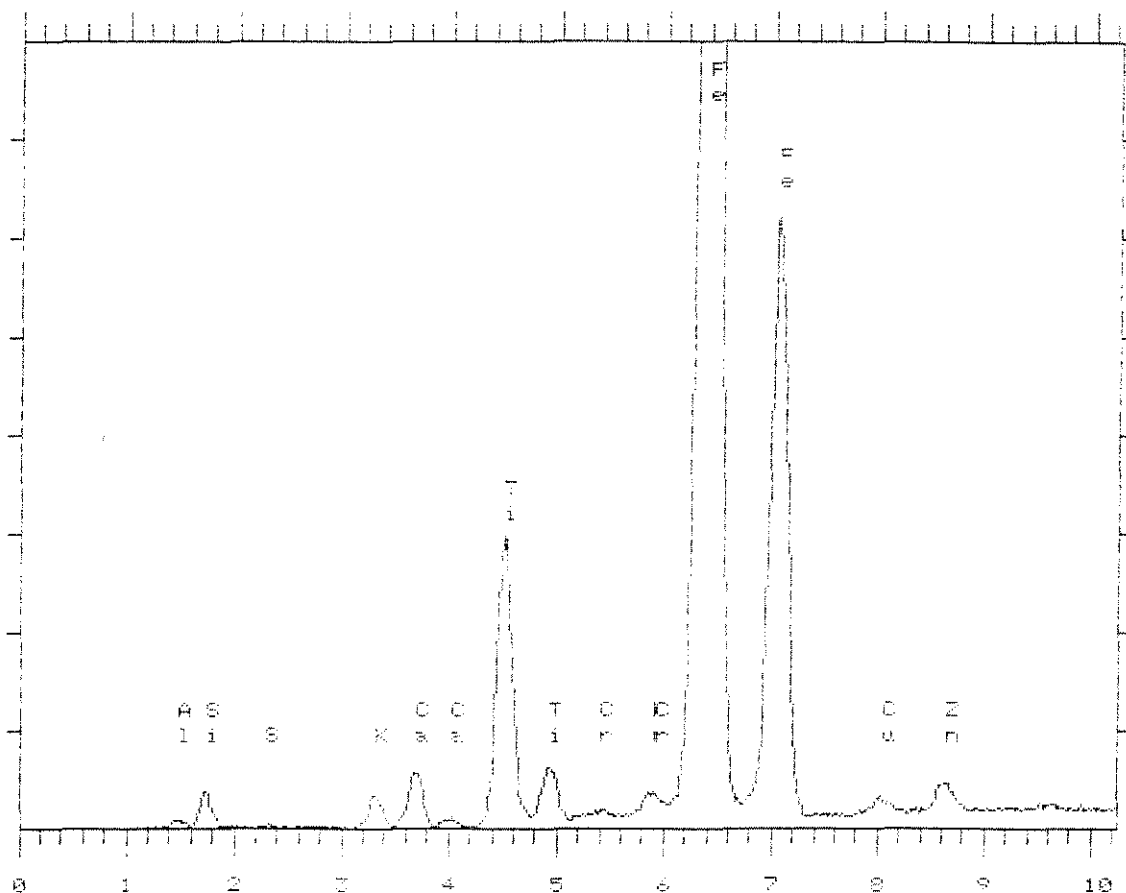
SPECTRACE INSTRUMENTS

SPECTRUM : SED.TAQUARAL

TUBE VOLTAGE : 15 KV
 TUBE CURRENT : 0.02 mA
 ATMOSPHERE : VACUUM

FILTER USED : CELLULOSE
 LIVETIME : 100 SEC

F.S. = 8K



ANEXO B.3 Relatório da Análise por Fluorescência de Raios-X de energia dispersiva (15 KV)

08/31/98 09:50

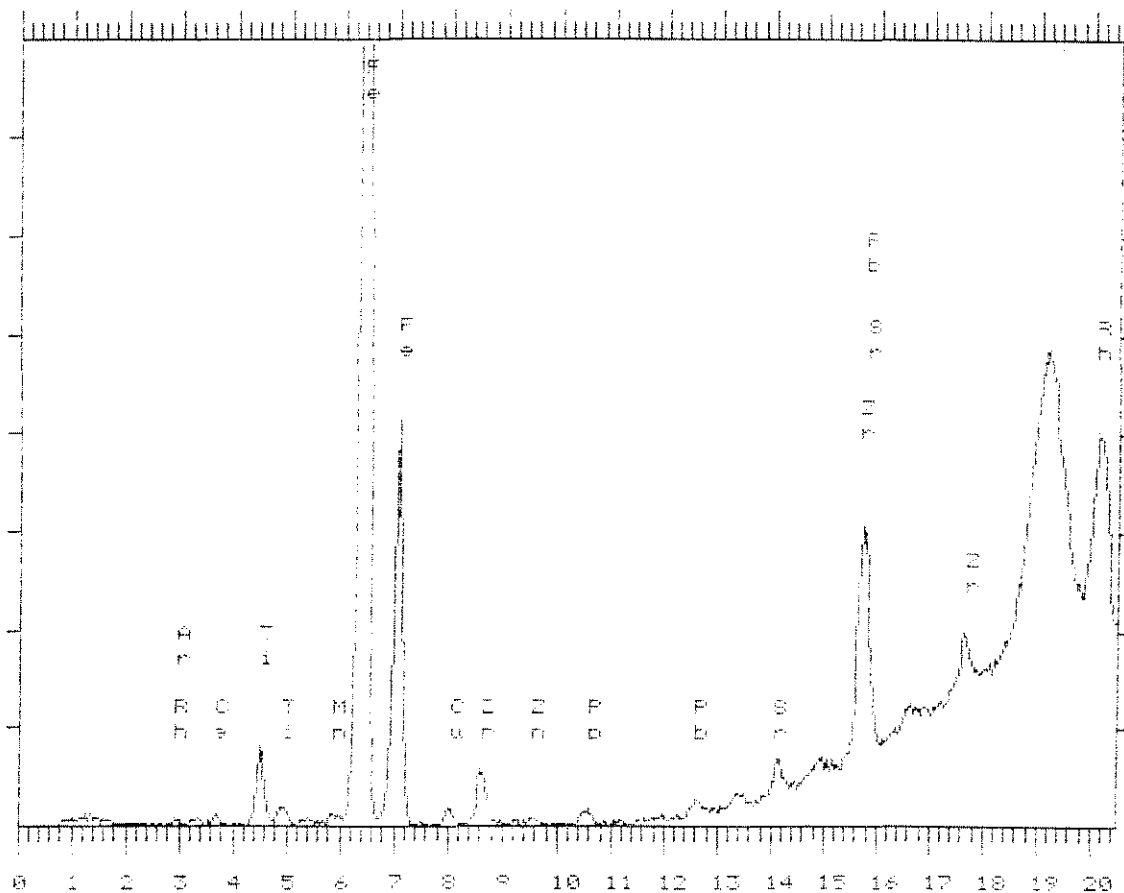
SPECTRACE INSTRUMENTS

SPECTRUM : SED.TAQUARAL

TUBE VOLTAGE : 30 KV
 TUBE CURRENT : 0.02 mA
 ATMOSPHERE : AIR

FILTER USED : THIN
 LIVETIME : 100 SEC

F.S. = 2K



ANEXO B.4 Relatório da Análise por Fluorescência de Raios-X de energia dispersiva (30 KV)

08/31/98 10:01

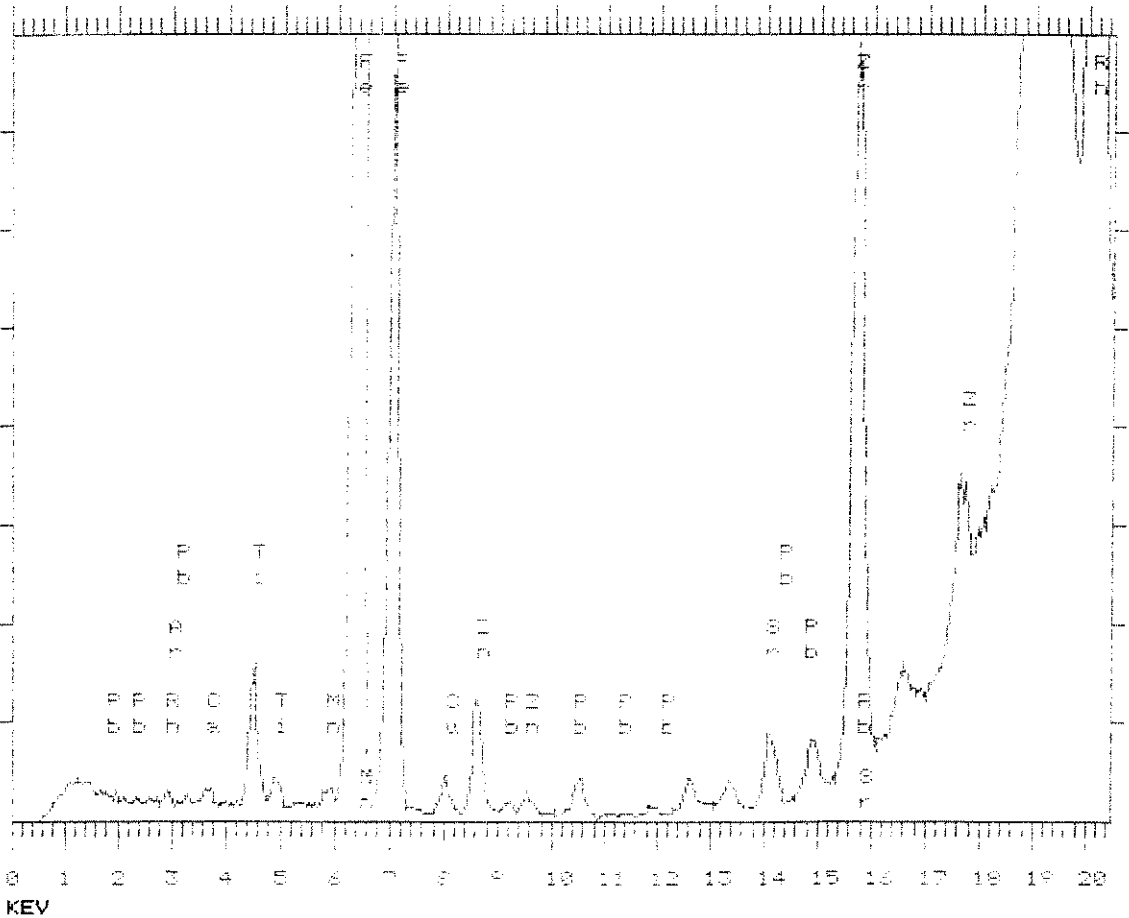
SPECTRACE INSTRUMENTS

SPECTRUM : SED.TAGUARAL

TUBE VOLTAGE : 45 KV
TUBE CURRENT : 0.05 mA
ATMOSPHERE : AIR

FILTER USED : FIVE
LIVETIME : 100 SEC

F.S. = 2K



**ANEXO B.5 Relatório da Análise por Fluorescência de Raios-X de energia dispersiva
(45 KV)**

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABOUL-KASSIM, T. A. Phosphates **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v..23, n.4, p.330-331, 1993.
2. ALDER, A. C., GIGER, W., SCHAFFNER, C. Phosphates substitutes in laundry detergents and cleaning agents. **EAWAG NEWS**, v.42E, p.6-8, 1997.
3. APHA **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 19. ed. Washington: American Public Health Association. 1995.
4. BALDWIN, D.S. Effects of exposure to air and subsequent drying on the phosphate sorption characteristics of sediments from a eutrophic reservoir. **Limnology and Oceanography**, v.4, n.18, p.1725-1732, 1996.
5. BALMÉR, P & HULTMAN, B. Control of phosphorus discharges:present situation and trends. **Hidrobiologia**, v.170, p.305-309, 1988.
6. BANENS, R. J., DAVIS, J. R. Comprehensive approaches to eutrophication management: the australian example. **Water Science and Technology**, v.37, n.3, p.217-225, 1998.

7. BOERS, C. M. P., VAN HESE, O. Phosphorus release from the peaty sediments of the Loosdrecht Lakes (The Netherlands). **Water Research**, v.22, n.3, p.355-363, 1988.
8. BOERS, C. M. P. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. **Water Research**, v.25, n.3, p.309-311, 1991.
9. BOERS, C. M. P., VAN RAASPHORST, W. VAN DER MOLEN, D. T. Phosphorus retention in sediments **Water Science and Technology**, v.37, n.3, p.31-39, 1998.
10. BOSTRÖM, B., ANDERSEN, J. M. , FLEISCHER, S. & JANSSON, M. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. **Hydrobiologia**, v.170, p.229-244, 1988.
11. BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. Ed. São Paulo : Cetesb, 1986. 613p.
12. BRASIL Resolução CONAMA 20, de 18 de junho de 1986. Classifica as águas doces, salobras e salinas do território nacional em nove classes, segundo seus usos preponderantes. **Diário Oficial da União**, 30 jul., 1986.
13. CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes **Limnology and Oceanography**, Mar, vol. 22, n. 2, 361-369, mar. 1977.

14. CALIJURI, M. C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização.** Tese de doutorado. Dep. de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988, 292 p.
15. CETESB **Guia de coleta e preservação de amostras de água.** São Paulo: Cetesb, 1987. 150 p.
16. CETESB **Relatório de qualidade das águas no estado de São Paulo 1995** São Paulo: Cetesb, 1996. 285p.
17. CERCO, C. F. Measured and modelled effects of temperature, dissolved oxygen and nutrient concentration on sediment-water nutrient exchange. **Hydrobiologia**, v.174, p.185-194, 1989.
18. CHAPMAN D. **Water Quality Assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** 2ed. London: Chapman & Hall. 1996. 626p.
19. CRUZ, A. S. O veneno das Águas. **REVISTA VEJA.** , ano 29, v.23, p.38-41, 05 de junho de 1996.
20. DI BERNARDO, L., et al. Florescimento algal e remoção de algas em estações de tratamento de água. **Revista Bio**, ano iv., n. 1, p. 4 -10, 1995.
21. DILLON, P. J., EVANS, H. E. A comparison of phosphorus retention in lakes determined from mass balance and sediment core calculations. **Water Research**, v.27, n.4, p.659-668, 1993.

22. ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
23. ESTEVES, F. A., BARBOSA, F. A. R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência Hoje**, v.27, n.5, p.56-61, 1986.
24. ESTEVES, F. A., CAMARGO, A. F. M. Caracterização de sedimentos de 17 reservatórios do estado de São Paulo com base no teor de feopigmentos, carbono orgânico e nitrogênio orgânico. **Ciência e Cultura**, v.34, n. 5, p.669-674. 1982.
25. FABIANO, S. A., BENEZ, R. D. P., LOPES, C. R., Considerações sobre a eutrofização da Lagoa do Taquaral - Campinas-SP. in: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Maceió, 1985.
26. FARIA, L.C. (1992) **Deteminação condutométrica de nitrato, amônio e uréia em análise por injeção em fluxo e construção de um analisador automático**. Campinas. Tese (Doutorado) - Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, 1992.
27. FORSBERG, C. Importance of sediments in understanding nutrient cycles in lakes. **Hydrobiologia**, v.176/177, p.263-277, 1989.
28. FORSBERG, C. Which policies can stop large scale eutrophication? **Water Science and Technology**, v.37, n.3, p.193-200, 1998.
29. FOX, I., MALATI, M. A., PERRY, R. The adsorption and release of phosphate from sediments of a receiving sewage effluent. **Water Research**, v.23, n.6, p.725-732, 1989.

30. FRANÇA, L. Mau cheiro na Billings vira jogo de empurra. **O Estado de São Paulo**, São Paulo, 14 Nov., 1997.
31. FURUMAI, H., OHGAKI, S. Adsorption - desorption of phosphorus by lake sediments under anaerobic conditions. **Water Research**, v.23, n.6, p.677-683, 1989 a.
32. FURUMAI, H., KONDO, T., OHGAKI, S. Phosphorus exchange kinetics and exchangeable Phosphorus forms in sediments. **Water Research**, v.23, n.6, p.685-691, 1989 b.
33. GASTALDINI, M. C. C. **Índices de qualidade da água: estado da arte e estudo de caso**. In: Primer Simposio Latinamericano de Tratamiento y Reuso del Agua y Residuos Industriales. Ciudad de Mexico, 25 al 29 de maio. p. 66.1-66.12, 1998.
34. GÄTCHER, R., MEYER, J.S. The role of microorganisms in mobilization of phosphorus in sediments. **Hydrobiologia**, v.253, p.103-121, 1993.
35. GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S. E ONSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. 2.ed. Oxford : Blackwel Sci. Pub., 1978. 213 p.
36. GRANÉLI, W., SOLANDER, D. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. **Hydrobiologia**, v.170, p.245-266, 1988.

- 37.HENRY, R., TUNDISI, J. G., CURI, P. R. Fertilidade potencial em ecossistemas aquáticos: estimativa através de experimentos de eutrofização artificial. **Ciência e Cultura**, v.35, n.6, p.789-800, 1983.
- 38.HENRY, R. O crescimento potencial do fitoplâncton da represa de Barra Bonita (Rio Tietê, SP) : uma comparação sazonal dos efeitos de enriquecimento artificial em amostras de seus tributários. **Ciência e Cultura**, v.38, n.9, p.1553-1564, 1986.
- 39.HENRY, R., TUNDISI, J. G. Efeitos de enriquecimento artificial por nitrato e fosfato no crescimento da comunidade fitoplanctônica da Represa do Lobo ("Broa", Brotas - Itirapina, S.P.), **Ciência e Cultura**, v. 38, n.9, p.1553-1564, 1982.
- 40.HENZE, M. Biological phosphorus removal from wastewater: processes and technology. **Water Quality International**, v.7-8, p.32-36, 1996.
- 41.HINO, K. Mixing patterns and productivity of phytoplankton in a small artificial pond. **Ciência e Cultura**, v.37, n.8, p.1331-1339, 1985.
- 42.HOLDREN, G. C., ARMSTRONG , D. E. Factors affecting Phosphorus release from intact lake sediment cores. **Environmental Science and Technology**, v.14, p.79-97, 1980.
- 43.HOSOMI, M., OKADA, M., SUDO, R. Assessment of eutrophication control programs using an ecological model for a dimictic lake. **Water Science and Technology**, v.24, n.6, p.339-348, 1991.
- 44.HOSOMI, M. & SUDO, R. Development of the phosphorus dynamic model in sediment-water system and assesment of eutrophication control programs. **Water Science and Technology**, v.26, n.7-8, p.1990-1992, 1992.

- 45.JACOBY, J. M., et al. Internal phosphorus loading in a shallow eutrophic lake. **Water Research**, v.16, p.911-919, 1982.
- 46.KENEFICK, S. L., HRUDEY, S. E., PETERSON, H. G., PREPAS, E. E. Toxin release from *Microcystis Aeruginosa* after chemical treatment. **Water Science and Technology**, v.27, n.3-4, p.433-440, 1993.
- 47.KRATZER, C. R. BREZONIK, P. L. A Carlson-type Trophic State Index for nitrogen in Florida lakes. **Water Resources Bulletin**, vol. 17, n. 4, 713-715, 1981.
- 48.KROS, J. H., WESTERVELD, E. **Sediment and sediment-water exchange for phosphorus**. Amsterdam: ed. S. Parma, R. D. Gulati and B. Z. Salomé. p.17-18, 1987.
- 49.LENNOX, L. J. Sediment-water-exchange in Lough Ennel with particular reference to phosphorus. **Water Research**, v.18 n.12, p.1483-1485, 1984.
- 50.LIJKLEMA, L. Interaction of ortophosphate with iron (III) and aluminum hydroxides. **Environmental Science and Technology**, v.14, p.537-540, 1980.
- 51.MAINE, M. A., et al. Influence of the pH and redox potential on phosphate activity in the Parana Medio system. **Hydrobiologia**, v.228, n.83-90, 1992.
- 52.MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry**. 6.ed. Boca Raton FA: Lewis Publ.. 1994. 811p.

- 53.MANN, R. A., BAVOR H. J. Phosphorus removal in constructed wetland using gravel and industrial waste substrata **Water Science and Technology**, v.27, n.1, p.107-113, 1993.
- 54.MARTINS, J. P. S SANASA reforça tratamento de água contra algas do Atibaia. **Correio Popular**, Campinas, 4 set., 1997.
- 55.MARTINS, J. P. S. Algas no Rio Capivari põem SANASA em alerta. **Correio Popular**, Campinas, 28 jan., 1998.
- 56.MATSUMURA-TUNDISI, T., HINO, K., ROCHA, O. Características limnológicas da Lagoa do Taquaral (Campinas S.P.) - um ambiente hiperetrófico. **Ciência e Cultura**, v.38, n.3 p.420-425, 1986.
- 57.MEHNER, T., BENNDORF, J. Eutrophication - a summary of observed effects and possible solutions **Journal of Water Supply Research and Technology - Aqua**, v.44, p30-44, 1995.
- 58.METCALF, L. EDDY, H. P. **Wastewater Engineering : treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Metcalf & Eddy, 1991. 1334 p.
- 59.MILLIS, N. Microorganisms and the aquatic environment. **Hydrobiologia**, v.176/177, p.355-368, 1989.
- 60.MONTIGNY, C., PRAIRIE Y. T. The relative importance of biological processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment. **Hydrobiologia**, v.253, p.141-150, 1993.

- 61.MÜLLER, E. Banning phosphates in detergents: Preventing contamination at the source. **EAWAG NEWS**, 42 E, 12-14, 1997.
- 62.NEGREIROS, S. CAESB: A um passo a universalização dos serviços. **Saneamento Ambiental**, n.52, Julho-Agosto, 1998, p.24.
- 63.NOLANDI COSTA, M. **Ocorrência de *Microcistis* (*Cyanoprocarionte*, *Cyanophyciae*) no período de chuvas, no reservatório de Salto Grande (Americana- S. P.) e variáveis físicas e químicas**. Campinas. Tese (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 1998.
- 64.O'NEILL, P **Environmental Chemistry**, 2. ed., London: Chapman & Hall, 1993. 267p.
- 65.OSGOOD, R. A. Using differences among Carlson's Trophic Index values in regional water quality assessment. **Water Resources Bulletin**, vol. 18, n.1, p. 67-74, fev., 1982.
- 66.PAULA C de, FRANÇA, V. Sujou! Sufocado por um esgoto, o lago do Ibirapuera mata peixes por asfixia, espanta os usuários e rende mais uma promessa de despoluição. **REVISTA VEJA**, 26 de agosto, 1998
- 67.PERIN, G. et al. A five year study on the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and the evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation. **Water Research**, v.31, n.12, p.3017-3028, 1997.
- 68.PINEL-ALLOU, B. Zooplankton community structure in hardwater hypertrophic lakes of Alberta. **Water Science and Technology**, v.27, n.7-8, p.353-361, 1993.

69. PREPAS, E. E., et al. Reduction of phosphorus and chlorophyll *a* concentrations following CaCO_3 and Ca(OH)_2 additions to hipereutrophic Figure Eight Lake, Alberta. **Environmental Science and Technology**, v.24: p.1252-1258, 1990.
70. QUAGLIANO, J. V., VALLARINO C. **Química**. 3. ed., Rio de Janeiro : Guanabara Dois. 1979. 854p.
71. RAI, H. Some problems in determination of photosynthetic planktonic pigments and their composition products. **Arch. Hydrob. Beih.**, Stuttgart, v.14, p.3-13, Sept, 1980.
72. RYDIN, E. Experimental studies simulating potential phosphorus release from municipal sewage sludge deposits. **Water Research**, v.30, n.7, p.1695-1701, 1996.
73. RYDING, S. O., FORSBERG, C. **Sediment as a nutrient source in shallow polluted lakes**. : In H. L. Golterman (ed.), Interactions between sediment and water. Dr. W. Junk, The Hague, The Netherlands: p.227-234, 1977.
74. SALAS, J. H., MARTINO, P. A simplified Phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v.25, n.3, 341-350, 1991.
75. SAKADEVAN, K., BAVOR, H.J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be as substrate in constructed wetland systems. **Water Research**, v.32, n.2, p.393-399, 1998.
76. SKOOG, D. A., LEARY, J. J. **Principles of instrumental analysis**. 4. ed. 1992, 700p.

- 77.SAWYER, C. N., MC CARTY, P. L., PARKIN, G. F. “**Chemistry for the Environmental Engineering**”, 4. ed. McGraw-Hill Book Company, 1994. 658 p.
- 78.SMAYDA, T. The influence of lime and biological activity on sediment pH, redox and phosphorus dynamics. **Hydrobiologia**, v.192, p.191-203, 1990.
- 79.SONDERGAARD, M. Seasonal variations in the loosely sorbed phosphorus fraction of the sediment of a shallow and hypereutrophic lake. **Environmental Geology Water Science**, v.11, n.1, p.115-121, 1988
- 80.SPERLING, E. von Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. **Bio Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.p.68-76, 1994.
- 81.SPERLING , M. von **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2.ed. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG., 1996. vol 1.
- 82.SPERLING , M. von. **Lodos Ativados**. 1. ed. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997. vol.4.
- 83.TUNDISI, J. G., SAIJO, Y. **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes**, 528p, 1997.
- 84.TUNDISI, J. G. (1996) Reservoirs as complex systems. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for The Advancement of Science**, v.48, n.(5/6), p.383-387, 1996.

85. TUNDISI, J.G. Represas e barragens. **Ciência Hoje**, v.27, n.5, p.49-54, 1986.
86. WEHRLI, B., WÜEST A., BÜHRER, H., GÄTCHER, R. , ZOBRIST J. Decreasing eutrophication in swiss lakes. **EAWAG NEWS** ,v. 42 E, p.12-14, 1997.
87. WELCH, E. B., et al. Lake trophic state change and constant algal composition following dilution and diversion. **Ecology Engineering**, v 1, n 3, p 173-197, 1992.
88. WYER, M. D. Nitrification in Ontario stream sediments. **Water Research**, v.22, p 287-292, 1988.

ABSTRACT

Evaluation of the trophic and sanitary levels and phosphorus adsorption in the "Lagoa do Taquaral" sediment.

key words: "Lagoa do Taquaral", sediment, water classification, eutrophication phosphorus..

The trophic level and the water quality of the "Lagoa do Taquaral" a pond in Campinas S. P. - Brazil, were evaluated using the TSI - Carlson (CARLSON, 1977) and IQA - CETESB (CETESB, 1996) indexes.

The pond was characterized as eutrophic. The water quality entering the pond ranged from bad to good. At the central part of the pond and the effluent water, both presented good quality.

In previous work, the pond had been characterized as hypereutrophic (MATSUMURA-TUNDISI, et al., 1986) presenting cyanophyceae algae, mainly from the *Mycrocystis aeruginosa* specie, absence of zooplankton and only one fish specie. On the other hand, this study pointed out a diversity of algae species, absence of algal bloom, presence of zooplankton and various fish species.

In the second phase of this work, the sediment was characterized physically and chemically. Also a mathematical model for the phosphorus adsorption in the sediment was proposed.

This experiment was carried out in aerobic and anaerobic conditions, in the presence and absence of light.

The sediment has shown better affinity by the phosphorus element at aerobic conditions, which agrees with CERCO (1989), FURUMAI e OHGAKI (1989) and RYDIN (1996) observations.

APÊNDICES

CENTRO DE ENSINO E PESQUISA EM AGRICULTURA - CEPAGRI/UNICAMP

POSTO METEOROLÓGICO - FEAGRI/UNICAMP
PRECIPITAÇÃO (mm) - 1997

DIA	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
1	0.0	3.4	0.0	12.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.2	0.0	2.2
3	0.0	26.2	0.0	6.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
4	0.0	0.0	44.4	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8
5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.8
6	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	24.0	0.0	0.0	0.0	0.0	32.8	0.0
7	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.0	0.0	0.0
8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.4	5.0
9	36.8	24.2	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10	3.0	4.8	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
11	32.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
12	5.2	1.4	0.0	0.0	0.0	10.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
13	9.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
14	7.4	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	32.8
15	2.8	17.0	0.0	0.0	0.0	19.0	0.0	0.0	13.4	0.0	14.6	20.2
16	23.0	0.0	1.0	0.0	0.0	10.4	0.0	0.0	3.2	3.8	11.4	4.0
17	3.6	64.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	17.2	0.0
18	0.0	14.0	0.0	18.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.4	0.0
19	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	19.4	1.6
20	28.6	0.0	0.0	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
21	28.8	2.4	2.4	0.6	0.0	13.0	6.0	0.0	14.2	29.0	0.0	0.0
22	4.0	0.4	0.0	0.0	0.4	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	9.8	0.0
23	29.0	0.0	0.0	0.0	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
24	19.6	9.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.8	0.0	0.0	44.0	0.0
25	6.9	0.0	0.0	0.0	51.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	6.4	126.5
26	0.0	0.0	0.0	6.0	3.4	0.0	0.0	0.0	13.0	8.0	0.0	0.0
27	13.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.0	10.8	0.0
28	25.4	0.0	0.0	0.0	7.2	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	23.2	0.0
29	6.2	XX	0.0	0.0	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	26.9
30	0.0	XX	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0
31	14.4	XX	3.0	XX	0.0	XX	0.0	0.0	0.0	33.0	XX	0.0
TOTAL	300.8	169.8	58.6	43.8	72.0	119.4	26.0	15.8	76.4	116.0	211.8	246.6
MÁX.	36.8	64.4	44.4	18.0	51.0	33.8	20.0	15.8	20.0	33.0	44.0	126.5
MÍN.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

OBS.: Os dados constantes nesta tabela representam normalmente uma área de no máximo 100 metros de raio, nem sempre, portanto, uma medição direta representa um fenômeno ocorrido em determinada área afastada do Posto.

No verão ocorrem as chuvas locais de final de tarde; o volume de chuvas e a quantidade de dias chuvosos variam conforme a região do Estado.

CENTRO DE ENSINO E PESQUISA EM AGRICULTURA - CEPAGRI/UNICAMP

POSTO METEOROLÓGICO - FEAGRI/UNICAMP
TEMPERATURA MÁXIMA DIÁRIA - ANO DE 1997

DIA	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
1	29.0	30.4	30.0	27.5	27.6	19.2	21.6	28.8	31.6	23.4	34.0	26.0
2	26.2	27.2	29.6	28.5	28.0	23.6	27.2	30.2	31.6	26.0	32.8	27.4
3	25.2	28.0	28.4	28.5	28.8	21.2	28.0	29.8	32.0	23.4	32.0	29.4
4	27.8	31.4	29.0	31.0	27.0	18.0	25.4	26.6	32.4	32.0	31.8	24.1
5	30.0	32.4	29.4	29.2	28.0	17.0	23.0	19.0	32.0	33.8	34.2	30.2
6	30.2	32.4	29.2	27.0	28.0	19.0	24.8	28.2	29.6	30.6	30.4	32.2
7	32.2	31.8	31.8	26.0	28.2	19.8	26.0	28.4	31.8	24.6	31.0	29.8
8	31.8	31.4	31.6	27.0	28.6	15.8	26.4	20.2	33.6	28.0	31.8	30.0
9	27.8	30.8	31.4	27.8	26.8	20.0	26.0	19.8	37.0	32.2	34.4	30.0
10	28.8	31.6	31.0	28.0	27.0	24.0	26.6	20.6	32.4	32.0	36.8	32.2
11	28.6	31.4	31.6	27.0	27.2	25.6	25.6	26.2	26.4	33.4	36.4	31.4
12	29.0	31.6	31.2	29.2	28.4	24.0	26.8	28.0	30.0	24.0	36.2	31.0
13	29.4	31.2	32.0	30.0	27.0	24.0	27.0	28.4	34.0	35.6	33.2	30.0
14	29.8	31.0	31.0	31.5	23.0	21.0	26.6	30.2	23.2	34.0	32.2	29.8
15	31.0	28.6	25.8	29.5	23.2	16.8	28.0	29.8	25.0	36.0	27.4	29.4
16	26.4	27.8	27.8	31.0	21.8	21.0	29.0	28.2	25.6	23.6	27.8	31.0
17	29.2	30.4	28.6	27.0	25.0	21.2	29.2	28.8	29.6	22.8	28.2	27.0
18	30.0	27.4	29.2	27.4	25.8	25.0	26.4	29.4	27.0	26.2	23.6	28.6
19	31.0	31.2	30.6	29.8	28.6	28.0	27.6	30.6	30.2	28.0	25.4	30.2
20	30.6	30.4	33.0	26.8	29.2	18.8	27.8	31.2	26.0	22.8	29.8	32.0
21	29.0	31.0	31.0	27.0	28.8	26.0	15.0	25.0	23.4	26.4	31.4	32.2
22	29.6	33.0	30.0	28.6	20.2	26.4	22.6	31.4	24.0	27.0	29.2	33.8
23	27.6	32.6	32.0	29.0	22.0	28.6	23.6	25.0	28.8	27.2	31.0	34.4
24	25.2	30.8	31.0	29.2	20.8	27.6	24.5	23.8	32.6	30.6	30.0	34.6
25	28.0	29.4	31.2	29.8	18.0	28.0	24.8	24.6	27.4	28.0	29.8	32.4
26	26.4	32.0	29.3	29.4	23.0	28.4	24.0	28.6	22.4	24.0	26.2	32.6
27	28.0	31.6	29.0	29.6	26.0	23.0	24.2	32.0	27.2	29.6	25.2	32.6
28	29.8	30.2	28.8	28.6	17.6	23.2	26.8	31.4	31.2	32.6	21.8	32.8
29	30.6	XX	28.2	28.6	20.2	24.4	27.8	31.2	31.2	35.4	28.8	30.2
30	32.0	XX	25.0	27.4	19.6	22.6	26.4	31.4	29.6	33.2	29.6	30.8
31	30.2	XX	22.5	XX	19.0	XX	28.6	31.6	XX	30.8	XX	30.6
MÉDIA	29.0	30.7	29.7	28.6	24.9	22.7	25.7	27.6	29.3	28.9	30.4	30.6
MÁX.	32.2	33.0	33.0	31.5	29.2	28.6	29.2	32.0	37.0	36.0	36.8	34.6
MÍN.	25.2	27.2	22.5	26.0	17.6	15.8	15.0	19.0	22.4	22.8	21.8	24.1

APÊNDICE L2 Temperatura máxima diária no ano de 1997

Fonte : CEPAGRI

CENTRO DE ENSINO E PESQUISA EM AGRICULTURA - CEPAGRI/UNICAMP

POSTO METEOROLÓGICO - FEAGRI/UNICAMP
TEMPERATURA MÍNIMA DIÁRIA - ANO DE 1997

DIA	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
1	20.4	20.2	19.8	19.0	13.8	9.8	15.0	10.6	17.0	18.8	21.6	20.0
2	21.0	20.0	19.0	20.0	14.8	10.0	14.0	12.0	14.8	19.4	21.4	20.0
3	19.8	19.8	19.8	19.5	15.6	10.2	15.2	14.7	14.6	16.0	24.0	18.4
4	20.0	20.2	16.2	18.5	16.2	13.6	15.8	16.4	18.2	13.8	21.4	19.2
5	20.2	20.0	20.2	18.5	16.8	14.2	14.8	16.4	19.2	20.8	21.0	18.8
6	19.3	19.2	20.4	18.0	15.0	15.2	14.0	15.0	17.0	21.8	20.4	20.2
7	18.0	20.4	20.2	18.2	14.0	12.0	16.8	13.2	15.8	17.6	20.8	21.2
8	21.2	20.8	19.4	18.0	15.6	5.4	15.8	15.2	16.2	17.4	20.8	20.4
9	20.0	19.8	20.8	16.9	17.2	5.8	14.8	10.8	17.2	17.2	20.0	19.8
10	20.8	19.0	22.0	19.5	14.8	8.4	12.2	8.6	21.0	19.0	21.8	17.8
11	20.4	19.4	20.4	16.0	15.2	7.0	12.4	9.6	16.2	20.4	21.8	18.4
12	21.4	20.4	19.0	15.0	13.2	10.8	13.8	9.0	14.0	20.0	23.2	20.0
13	22.0	20.6	19.4	17.0	13.2	12.2	13.2	13.4	18.6	19.0	22.6	21.4
14	21.8	18.4	20.8	17.0	12.2	13.4	12.8	11.4	20.6	19.6	22.0	19.4
15	20.6	20.8	22.0	18.0	14.4	13.8	11.2	11.8	20.0	20.0	19.8	21.0
16	21.2	21.0	20.8	19.6	15.4	12.0	13.4	10.8	15.6	20.8	20.0	21.2
17	20.6	19.2	20.0	17.0	14.8	9.8	14.0	10.8	14.6	16.2	20.8	18.2
18	19.8	20.0	18.8	18.2	13.2	13.2	15.4	13.8	15.0	16.0	20.0	19.2
19	20.2	18.6	18.4	17.8	13.4	14.4	13.8	15.0	16.2	16.2	18.4	19.2
20	21.6	19.4	18.8	18.0	12.8	17.2	13.4	15.4	18.0	18.2	17.4	19.8
21	20.4	19.8	18.6	19.8	12.6	13.8	14.8	14.8	18.2	18.2	18.4	20.4
22	21.4	22.0	18.6	19.6	17.0	15.2	12.2	16.2	17.0	16.2	20.0	20.6
23	20.2	21.8	19.0	16.8	13.2	13.2	11.0	17.6	14.8	15.0	22.0	21.4
24	20.2	21.4	17.0	16.0	14.8	14.0	12.6	16.2	15.8	16.4	19.8	22.4
25	20.8	20.4	19.0	14.8	14.2	13.2	13.4	14.4	17.4	18.6	19.2	20.0
26	21.2	20.2	18.8	18.0	10.8	12.8	10.8	10.8	17.8	18.8	20.4	22.4
27	20.2	19.0	18.4	15.8	12.8	14.8	10.0	12.8	18.2	18.0	21.6	22.2
28	19.8	20.2	19.2	14.8	13.4	16.0	9.4	14.4	17.0	18.4	18.4	23.0
29	20.2	XX	20.0	12.6	13.0	17.2	10.0	14.4	21.4	19.2	16.4	19.8
30	21.2	XX	20.2	13.8	9.4	15.2	10.8	16.0	18.0	21.8	17.8	21.0
31	20.4	XX	20.0	XX	10.2	XX	12.4	15.8	XX	21.0	XX	18.2
MÉDIA	20.5	20.1	19.5	17.4	14.0	12.5	13.2	13.5	17.2	18.4	20.4	20.2
MÁX.	22.0	22.0	22.0	20.0	17.2	17.2	16.8	17.6	21.4	21.8	24.0	23.0
MÍN	18.0	18.6	16.2	12.6	9.4	5.4	9.4	8.6	14.0	13.8	16.4	17.8

APÊNDICE I.3 Temperatura diária mínima no ano de 1997
Fonte : CEPAGRI