USP

Campus de São Carlos

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA E ESTUDO DO PROCESSO DE SEDIMENTAÇÃO E LIBERAÇÃO DE FÓSFORO DA LAGOA DO TAQUARAL - CAMPINAS (SP)

ESPERANZA HERNÁNDEZ PIEDRAHITA

Orientador: Profa. Dra Takako Matsumura-Tundisi

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA E ESTUDO DO PROCESSO DE SEDIMENTAÇÃO E LIBERAÇÃO DE FÓSFORO DA LAGOA DO TAQUARAL – CAMPINAS (SP)

Serviço de Pós-Gradução EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 23/12/03

Ass.:.....

Esperanza Hernández Piedrahíta

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

DEDALUS - Acervo - EESC

31100043040

ORIENTADORA: Profa. Dra. Takako Matsumura - Tundisi.

SÃO CARLOS - SP

2002

EESC - USP Biblioteca Campus de S. Carlos

Class. TESE-EESC
Cutt. 2678
Tombo T068/03
Sysno 1311928

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC/USP

H557c

Hernández Piedrahita, Esperanza
Caracterização limnológica e estudo do processo de sedimentação e liberação de fósforo da lagoa do Taquaral - Campinas (SP) / Esperanza Hernández Piedrahita. -- São Carlos, 2002.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2002.
Área : Ciências da Engenharia Ambiental.
Orientador: Profa. Dra. Takako Matsumura Tundisi.

1. Taxa de sedimentação. 2. Eutrofização. 3. Lagoa do Taquaral. 4. Liberação de fósforo. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bióloga **ESPERANZA HERNÁNDEZ PIEDRAHITA**

Tese defendida e julgada em 24-10-2002 perante a Comissão Julgadora:

aprovada

Profa. Tit. **TAKAKO MATSUMURA TUNDISI (Orientadora)**
(Instituto Internacional de Ecologia /IIE)

APROVADA

Prof. Assoc. **LUIZ ANTONIO MARTINELLI**
(Centro de Energia Nuclear na Agricultura/USP)

aprovada

Prof. Dr. **BOHDAN MATVIENKO SIKAR**
(Instituto de Química de São Carlos/USP)

aprovado

Prof. Dr. **IRINEU BIANCHINI JÚNIOR**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADA

Prof. Assoc. **EVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Prof. Doutor **VALDIR SCHALCH**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental

Profa. Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

DEDICATÓRIA

Ao meu esposo Orlando e à minha filha Lia Andrea.
Seu amor e confiança sem condições impulsionaram-me a
"terminar" o que um dia comecei.

AGRADECIMENTOS

Sou grata a inúmeras pessoas, cuja colaboração foi fundamental para a materialização desta tese, em especial às que tiveram uma participação mais direta:

À Profa. Dra. Takako Matsumura-Tundisi, pela sua orientação e amizade nas várias fases da minha carreira profissional, do mestrado ao doutorado.

Ao Prof. Dr. José Galizia Tundisi, pelo estímulo constante, apoio e amizade.

À Profa.Dra. Odete Rocha, pelos seus conselhos sempre muito oportunos, porém, mais do que tudo, pelo seu exemplo de humildade, versatilidade e amor à pesquisa.

Ao Professor Dr. Milan Straskraba (*in memorian).*

Ao Prof. Dr. Bohdan, pelo seu tempo sempre precioso, o qual, entretanto, jamais foi negado para atender aqueles que, como eu, precisou de uma voz no deserto do desconhecimento.

Ao Convênio Brasil-Colômbia (PEC-PG), pela bolsa concedida.

Ao Marcelo Tavoni da Seção de Bolsas e Auxílios da EESC.

A Mara, bibliotecária do CRHEA, pelos auxílios prestados, carinho e amizade com os quais sempre me tratou.

Aos técnicos e funcionários do CRHEA, principalmente ao Amândio, Marcelo, Miro, Lucí e América.

Ao Instituto Agronômico de Campinas, pelos dados climatológicos.

Ao Paulinho da Topografia, pela sua valiosa ajuda no trabalho topográfico da lagoa do Taquaral.

Ao Dr. Raúl Centella Tapias, Diretor de Parque e Jardins de Campinas, por ter permitido o irrestrito uso das instalações da lagoa, fundamental para o desenvolvimento desta pesquisa.

A Luci Helena Zanata, amiga leal e sincera, pela sua impagável ajuda na análise do zooplâncton.

Ao William, pela sua eterna prontidão para ajudar.

A Corina, pelo companheirismo, amizade e ajuda com que pude e posso contar.

Ao Diógenes, pela inestimável ajuda nas suas explicações de química e física, fundamentais para chegar até aqui.

Aos amigos que me apoiaram, me suportaram e me alegraram durante esses anos de convivência.

Aos meus colegas e amigos que ajudaram nos trabalhos de campo e de laboratório.

Ao meu pai (*in memorian),* pelo exemplo de luta e coragem que me deixou. À minha mãe, com amor sempre.

E, finalmente, agradeço a meu esposo Orlando, pelo amor, carinho, preocupação, incentivo, apoio e confiança em mim depositada.

SUMARIO

LISTA DE FIGURAs vi

LISTA DE TABELAS xii

RESUMO xvi

ABSTRACT xviii

1 - INTRODUÇÂO 1

1.1 - Eutrofização 2

1.2 – O fósforo no ambiente aquático 7

1.3 – sedimentação e liberação *10*

2 - OBJETIVOS 15

3 - ÁREA DE ESTUDO 16

4 - MATERIAIS E MÉTODOS 21

4.1 - Estações de coleta e periodicidade de amostragens 21

4.2 - Procedimento de coleta 23

4.3 - Variáveis climatológicas 23

4.4 - Variáveis hidrológicas 24

4.4.1 - Transparência da água *24*

4.4.2 - Temperatura, pH, condutividade, e oxigênio dissolvido *24*

4.4.3 - Material em suspensão *24*

4.4.4 - Nutrientes químicos totais e dissolvidos *25*

4.5 - Variáveis no sedimento 26

4.5.1- Fósforo total *26*

4.5.2 - Matéria orgânica *26*

4.6 - Variáveis Biológicas 27

*4.6.1- Clorofila **a** e feopigmentos* *26*

4.6.2 - Analise da comunidade zôoplantônica *28*

4.6.3 - Analise da comunidade fitoplântonica *29*

4.7 - Determinação das Taxas de sedimentação de material particulado, clorofila ***a*** e fósforo total 29

4.8 - Determinação da Taxa de liberação de fósforo do sedimento para a coluna da água 31

4.9 - Índice do estado trófico 33

5 - RESULTADOS 35

5.1 - Variáveis Climatológicas 36

5.1.1 - Precipitação (mm), Temperatura (°C), Velocidade do vento (m/s) *36*

5.2 - Variáveis Hidrológicas 39

5.2.1 - Transparência da água e limite da zona eufótica *39*

5.3 - Caracterização física e química da água da Lagoa do Taquaral ..... 40.

5.3.1 - Temperatura da água (°C), Oxigênio dissolvido (mg/L), pH e condutividade elétrica (µS/cm) *40*

5.3.2 - Material em suspensão: total, orgânico e inorgânico (mg/L) *47*

5.3.3 - Nutrientes *51*

5.4 - fatores Bióticos 63

5.5 - Estructura da comunidade fitoplanctonica 66

5.5.1- Abundância relativa dos organismos fitoplantônicos *68*

5.5.2 - Densidade numérica dos organismos fitoplantônico *72*

5.6 - Estrutura da comunidade zooplantônica 74

5.6.1 - Abundancia relativa (%) dos grupos componentes do zooplânton 75

5.6.2 - Densidade numérica dos organismos zooplantônicos 78

5.7 - Caracterização do sedimento da Lagoa do Taquaral 79

5.7.1- Matéria orgânica e inorgânica do sedimento 79

5.7.2 - fósforo no sedimento 80

5.8 - Taxa de sedimentação 82

5.8.1 - Taxa de sedimentação do fósforo 82

5.8.2 - Taxa de sedimentação da clorofia 83

5.8.3 - Taxa de sedimentação da feofitina 84

5.8.4 - Taxa de sedimentação do material em suspensão total, orgânco e inorgânico 85

5.9 - Ensaio de liberação de fósforo 87

5.9.1 - Ensaio de difusão de fósforo no laboratório 87

5.9.2 - Ensaio in situ de liberação de fósforo do sedimento para a coluna da água 88

5.10 - Índice do estado trófico 94

6 - DISCUSSÃO 96

6.1 - Caracterização física, química e biológica da Lagoa do Taquaral 96

6.2 - Taxas de sedimentação e liberação de fósforo 125

7 - CONCLUSÕES 130

8 - RECOMENDAÇÕES 131

9 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS 133

ANEXOS 149

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Vista aérea da Lagoa do Taquaral 17

FIGURA 2 - Vista parcial da Lagoa do Taquaral 18

FIGURA 3 - Gradiente de profundidade para a Lagoa do Taquaral e localização das estações de coleta 22

FIGURA 4 - Armadilha de sedimentação 30

FIGURA 5 - Câmara para medição da liberação do fósforo do sedimento ... 32

FIGURA 6 - Variação sazonal da precipitação (mm), na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no ano de 2000 36

FIGURA 7 - Variação sazonal da temperatura do ar (°C), na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no ano de 2000 37

FIGURA 8 - Variação sazonal da velocidade do vento (m/s) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no ano de 2000 48

FIGURA 9 - Perfis da temperatura (°C) nas estações 1 e 2 na Lagoa do Taquaral – Campinas SP nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); i. estiagem (16 e 18 de maio) F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 42

FIGURA 10 - Perfis do oxigênio dissolvido (mg/L) nas estações 1 e 2 na Lagoa do Taquaral – Campinas SP nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 43

FIGURA 11 - Perfis do pH nas estações 1 e 2 na Lagoa do Taquaral – Campinas SP. nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 45

FIGURA 12 - Perfis da condutividade (µS/cm) nas estações 1 e 2 na Lagoa do Taquaral – Campinas SP nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 46

FIGURA 13 - Variação da concentração (mg/L) de material em suspensão total, na Lagoa do taquaral – Campinas – SP, nas estações 1 e 2 (superfície e fundo) nos períodos chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 47

FIGURA 14 - Variação percentual da concentração de matéria orgânica e inorgânico na Lagoa do taquaral – Campinas – SP, na estação 1 (superfície e fundo) nos períodos chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 49

FIGURA 15 - Variação percentual da concentração de matéria orgânica e inorgânico na Lagoa do taquaral – Campinas – SP, na estação 2 (superfície e fundo) nos períodos chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 50

FIGURA 16 - Variação da concentração do fósforo total (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 52

FIGURA 17 - Variação da concentração do fosfato total dissolvido (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 54

FIGURA 18 - Variação da concentração do fosfato inorgânico (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 55

FIGURA 19 - Variação da concentração de silicato (mg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 56

FIGURA 20 - Variação da concentração de de nitrato (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 59

FIGURA 21 - Variação da concentração de nitrito (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 60

FIGURA 22 - Variação da concentração de amônio (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 62

FIGURA 23 - Variação da concentrção de clorofila *a* (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 64

FIGURA 24 - Variação da concentração de feofitina (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 65

FIGURA 25 - Abundancia relativa (%) das classes dos organismos fitoplanctônicos para a estação 1 da Lagoa do Taquaral, durante os três períodos de coleta: chuvoso (13/março), I. estiagem (18/maio) e F. estiagem (9/agosto) de 2000. 69

FIGURA 26 - Abundancia relativa (%) das classes dos organismos fitoplanctônicos para a estação 2 da Lagoa do Taquaral, durante os três períodos de coleta: chuvoso (13/março), I. estiagem (18/maio) e F.estiagem (9/agosto) de 2000 70

FIGURA 27 - Densidade numérica das classes fitoplantônicas nas duas estações de coleta na Lagoa, durante os três períodos de coleta: chuvoso (13/março),I. estiagem (18/maio) e F. estiagem (9/agosto) de 2000 73

FIGURA 28 - Contribuição percentual de Copepoda, Cladocera e Rotífera, na lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, nos períodos chuvoso, I. estiageme F. estiagem, de 2000 74

FIGURA 29 - Variações da densidade numérica (ind/m^3) dos grupos zooplantônicos nas duas estações de coleta na Lagoa do Taquaral, no período chuvoso (13/março), I. estiagem (18/maio) e F. estiagem (9/agosto) de 2000 76

FIGURA 30 - Distribuição de Cladocera, Rotifera e Copepoda, na Lagoa do Taquaral na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13/março), I. estiagem (18/maio) e F. estiagem (9/agosto) de 2000 77

FIGURA 31 - Variação da porcentagem da matéria orgânica e inorgânica no sedimento da Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (15 de março) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 80

FIGURA 32 - Variação da concentração de fósforo total (mg/g) no sedimento da Lagoa do Taquaral – Campinas – SP, nas estações 1 e 2 nos períodos: chuvoso (15 de março) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 81

FIGURA 33 - Taxa de sedimentação do fósforo (mg/m^2.dia) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de incubação, nos períodos:

chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de maio) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 82

FIGURA 34 - Taxa de sedimentação da clorofila (mg/m^2.dia) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de incubação, nos períodos: chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de maio) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 83

FIGURA 35 - Taxa de sedimentação da feofitina (mg/m^2.dia) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de incubação, nos períodos: chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de maio) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 84

FIGURA 36 - Taxa de sedimentação do material total em suspensão (mg/m^2.dia) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de incubação, nos períodos: chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de maio) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 85

FIGURA 37 - Taxa de sedimentação da matéria orgânica e inorgânica (mg/m^2.dia) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de incubação, nos períodos: chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de maio) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 86

FIGURA 38 - Ensaio em laboratório de difusão do fósforo de um meio contendo 3659 (µg/L) para um meio contendo 0 (µg/L) de fosfato total dissolvido 87

FIGURA 39 - Valores (µg/L) do fosfato liberado do sedimento para a coluna da água na Lagoa do Taquaral, nos períodos: chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de maio) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 89

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 - Valores médios mensais de temperatura do ar (°C), precipitação (mm), Velocidade do Vento (m/s), umidade relativa do ar (%) e insolação (h/d) 149

TABELA 02 - Valores da precipitação (mm), temperatura do ar (°C) e velocidade do vento (m/s) para os dias de coleta 149

TABELA 03 - Valores da transparência da água (m) e limite da zona eufótica (Z.euf) para os três períodos de estudo: período chuvoso (13 e 15 /março), I. estiagem (16 e 18/maio), e f. estiagem (9 e 11/ agosto) de 2000, para as duas estações de coleta 40

TABELA 04 - Variação espaço – temporal dos valores de oxigênio dissolvido (mg/L) nas duas estações de coleta na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 150

TABELA 05 - Variação espaço – temporal dos valores da temperatura (°C) nas duas estações de coleta na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 151

TABELA 06 - Variação espaço – temporal dos valores do pH, nas duas estações de coleta na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 152

TABELA 07 - Variação espaço – temporal dos valores da condutividade (µS/cm) nas duas estações de coleta na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e f. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 51

TABELA 08 - Valores de material em suspensão (total, orgânico e inorgânico) (mg/L), obtidos na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 154

TABELA 09 - Valores de fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico e silicato obtidos na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000 155

TABELA 10 - Valores de nitrato, nitrito, amônio, obtidos obtidos na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000..... 157

TABELA 11 - Valores de clorofila a e feofitina, obtidos na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 e 15 de março), I. estiagem (16 e 18 de maio) e F. estiagem (9 e 11 de agosto) de 2000..... 158

TABELA 12 - Valores de fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico, silicato, nitrato, nitrito, amônio, material em suspensão, clorofila e feofictina, obtidos nas câmaras de sedimentação após 48 horas de incubação, na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de maio) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 57

TABELA 13 - Matéria orgânica e inorgânica no sedimento das estações 1 e 2 nos períodos: chuvoso (15 de março) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 159

TABELA 14 - Valores do fósforo total no sedimento nas estações 1 e 2 nos períodos: chuvoso (15 de março) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 160

TABELA 15 - Densidade numérica org/L das classes dos organismos fitoplantônicos nas duas estações de coleta da Lagoa do Taquaral durante o período chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de Mario) e F. estiagem (9 de agosto) de 2000 161

TABELA 16 - Abundância relativa (%) das classes dos organismos fitoplanctônicos nas duas estações de coleta da Lagoa do Taquaral durante o período chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de Mario) e F. estiagem (9 de agosto) de 2000 161

TABELA 17 - Abundancia relativa (%) dos organismos fitoplantônicos nas duas estações de coleta da Lagoa do Taquaral durante o período chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de Mario) e F. estioagem (9 de agosto) de 2000 162

TABELA 18 - Densidade numérica dos organismos fitoplantônicos nas duas estações de coleta da Lagoa do Taquaral durante o período chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de Mario) e F. estiagem (9 de agosto) de 2000 163

TABELA 19 - Abundancia relativa (%) e densidade numérica (org/m^3) dos organismos zooplantônicos, nas duas estações de coleta da Lagoa do Taquaral durante o período, chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de Mario) e F. estiagem (9 de agosto) de 2000 164

TABELA 20 - Taxa de sedimentação (mg/m^2.d) de fósforo, clorofila, feofitina, material em suspensão, matéria orgânica, matéria inorgânica, após 48 de incubação na Lagoa do Taquaral – Campinas – SP. no período chuvoso (15 de março), I. estiagem (18 de maio) e F. estiagem (11 de agosto) de 2000 165

TABELA 21 – Índice do estado trófico (IET) e estado trófico (ET) da Lagoa do Taquaral – Campinas (SP) 94

TABELA 22 – Valores do índice de estado trófico da Lagoa do Taquaral e classificações encontradas no tempo (1986 - 1998 e 2000) 95

RESUMO

HERNANDEZ, P. E (2002). *Caracterização limnológica e estudo do processo de sedimentação e liberação de fósforo da Lagoa do Taquaral - Campinas (SP)*. São Carlos. 170p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A Lagoa do Taquaral localiza-se no interior do Parque Portugal, no bairro do Taquaral - Campinas (SP). Foi construída em 1968, por meio do represamento do Córrego Guanabara, principalmente para fins recreativos. Apesar de ter recebido a influência direta de descargas de esgotos durante muitos anos e ainda hoje existirem despejos clandestinos, tem sido pouco estudada. Com a finalidade de conhecer a limnologia e o processo de eutrofização desenvolvido na mesma, foi realizado um estudo incluindo: morfometría da lagoa, determinação da taxa de sedimentação com o uso de armadilhas de sedimentação, determinação da taxa de liberação de fósforo do sedimento, caracterização física, química e biológica da coluna da água e caracterização do sedimento. As amostragens foram realizadas em 2000, considerando, (1) o final do período chuvoso (março), (2) o início do período de estiagem (maio) e (3) o final do período de estiagem (agosto). Com base na morfometría da lagoa, foram escolhidos dois pontos de coleta, sendo um localizado na saída da água, (próximo ao vertedouro, com uma profundidade de 5,70 metros) e outro na região Central da lagoa (com uma profundidade de 3,50 metros). Experimentos "in situ" com armadilhas foram realizados para: 1) determinar as taxas de sedimentação de sólidos totais, matéria orgânica, inorgânica, clorofila **a** e fósforo, 2) determinar a liberação de fósforo do sedimento para a coluna

da água. As armadilhas que mediram a liberação de fósforo e a sedimentação, permaneceram por um período de incubação de 48 horas.

Paralelamente à incubação das armadilhas, foram efetuadas as medidas de temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, penetração de luz, material em suspensão, clorofila a e feofitina, nutrientes totais e dissolvidos bem como análises das comunidades zooplanctônica e fitoplanctônica. Os resultados obtidos demonstraram valores mais elevados de deposição de material em suspensão no período chuvoso (taxa de sedimentação de 24.400 mg/m^2.dia e 22.575 mg/m^2.dia, nas estações 1 e 2, respectivamente). A maior contribuição do material em suspensão correspondeu à fração orgânica (entre 50 e 60%). A deposição de fósforo total e clorofila apresentaram um comportamento semelhante ao do material em suspensão, com valores máximos no período chuvoso. Para as outras variáveis consideradas, também verificaram-se diferenças temporais. Os dados obtidos para as taxas de sedimentação de material em suspensão e nutrientes, em comparação a outros sistemas, são considerados elevados, demonstrando o acelerado processo de eutrofização. Os resultados do ensaio de liberação de fósforo do sedimento para a coluna da água demonstraram uma liberação de 5 mgP/m^2.dia. Entre a comunidade zooplanctônica, os rotíferos e os copépodos foram mais abundantes que os cladóceros. No fitoplâncton, o grupo mais abundante foi o das cianofíceas, seguido pelas clorofíceas. Os fatores externos (precipitação e vento) foram determinantes dos processos físicos, químicos e biológicos na lagoa,

Palavras-chave: Taxa de sedimentação, eutrofização, , Liberação de fósforo. Comunidade planctônica, Lagoa do Taquaral.

ABSTRACT

HERNANDEZ, P. E (2002). *Caracterização limnológica e estudo do processo de sedimentação e liberação de fósforo da Lagoa do Taquaral- Campinas (SP).* São Carlos. 170p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Taquaral Lagoon is situated in Portugal Park in Taquaral District in the Campinas city (SP). It was made on 1968 by damming the Guanabara Brook, for entertaining purposes. In spite of the results due to the sewer discharge during many years, which still exist nowadays (illegal discharges), that lagoon has been few studied. In order to know better the limnology and the eutrophication process in development in the lagoon an study was done including: morphology of the lagoon, determination of the sedimentation rates by using sedimentation traps, determination of phosphorus liberation rates from the sediment, physical, chemical and biological characterization of water column and the sediment characterization too. The samples were colleted during three period of the 2000: 1) at the end of rainy weather (march); 2) at the begin of the dry weather (may); 3) at the end of the dry weather (august). Based on the lagoon morphology, two places of collection were selected: one at the near center of the lagoon 3,50 meter deep and the other near the outlet of the water 5,70 meter deep.

Experiments in situ, with traps were done in order to: 1) measure sedimentation rates of total solids, organic and inorganic material, chlorophyll ***a*** and phosphorus; 2) measure the phosphorus release from the sediment for the water column. The traps used for measuring the phosphorus release and the sedimentation remained for a long time in incubation (48 hours). At the same time of traps incubation they were

done the measurements of temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, light penetration, suspended material, chlorophyll *a* and feopigments, total and dissolved nutrients as well as analysisof zooplanktonic and phytoplanktonic communities. The resulting data showed higher values of suspended material deposition during the rainy weather (sedimentation rate about 24.400 mg/m^2 .d., and 22.575 mg/m^2.d., in the places 1 and 2, respectively). The higher contribution of suspended material is corresponding to the organic fraction (between 50 and 60%). The total phosphorus deposition and the chlorophyll, presented a conduct like the suspended material, with maximum values in the rainy weather. In respect to the other analyzed parameters, it was found a temporal difference. The resulting data for sedimentation rate of suspended material and nutrients, in comparison with other systems are considered high, which shows the high eutrophycation process. The results of the test of phosphorus release from the sediment to the water column demonstrated a release about 5 mg P/m^2.d. In the zooplanktonic community, the rotifers and copepods were more abundant than the cladocerans. In the phytoplankton the group more abundant was that of cianofíceas, followed by clorofíceas. Outside influences, like wind and rain were determinatives for the physical, chemical and biological processes in the lagoon.

Key – words: Sedimentation rate, eutrophication, Taquaral Lagoon, Phosphorus release

INTRODUÇÃO 1

A acelerada urbanização tem provocado 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) e Lagoa Rodrigo de Freitas (Rio de Janeiro).

A Lagoa Isaura Alves Telles de Lima (Lagoa do Taquaral), objeto do presente estudo, foi caracterizada em 1984 por pesquisadores da Universidade Federal de São Carlos, como sendo um ambiente hipereutrófico (MATSUMURA – TUNDISI et al., (1986).

O presente trabalho visa verificar, dentro das limitações impostas pelos equipamentos, pela metodologia e pela obtenção de dados exclusivamente de campo, às seguintes hipóteses de referência.

(1) A eutrofização da Lagoa do Taquaral deve-se não somente à carga de nutrientes que ainda chega a mesmas, vias afluentes, más também, a uma alta produção autóctone e à quantidade de fósforo acumulado no sedimento o que é liberado para a coluna da água.

(2) Existem variações das características climáticas, físicas e químicas medidas entre os três períodos de amostragem propostos, assim como na estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplantônica.

Bases Científicas

Os reservatórios urbanos geralmente apresentam restrições quanto a seu tamanho e oscilam desde pequenos açudes até outros com muitos milhões de metros cúbicos. Eles estão submetidos a grandes pressões pelas populações existentes no seu entorno e a qualidade das águas está intimamente ligada às condições higiênicas e às econômicas das pessoas ali presentes. Mesmo que seja eliminada a maior parte da poluição gerada, ainda poderá ocorrer uma freqüente eutrofização devido ao emprego de sabões em pó que contém fosfato e atingem os lagos.

A conservação dos ecossistemas aquáticos continentais, visando a utilização racional, é um dos aspectos centrais da limnologia moderna e os problemas decorrentes da redução da qualidade da água para o abastecimento, assim como para a irrigação e lazer, tem recebido especial atenção nos últimos anos. A eutrofização, a importância do fósforo no processo da eutrofização, o ciclo de nutrientes entre o sedimento e coluna da água e aspectos das comunidades aquáticas são discutidos nesta revisão bibliográfica.

1.1 Eutrofização

A eutrofização das águas é um processo resultante do aumento de nutrientes, principalmente compostos de nitrogênio, fósforo e carbono, essenciais para o fitoplâncton e macrófitas aquáticas e pode ser medida através das respostas dadas pelas variáveis físicas, químicas e biológicas.

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.

Eutrofia e oligotrofia só podem ser definidas em um contexto regional comparativo, devido à complexa série de variáveis múltiplas que designam o estado trófico.

O fósforo tem sido reconhecido como o fator chave na causa da eutrofização, na maioria dos casos.

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 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 que são gases extremamente tóxicos para a maioria dos organismos aquáticos, especialmente os peixes.

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 recreacional. Esta situação é particularmente mais agravada nos chamados ambientes lênticos (lagos e represas) que apresentam um elevado tempo médio de residência da água.

A comunidade de algas num ambiente aquático é influenciada principalmente pela presença dos elementos fósforo e nitrogênio, essências na síntese de protoplasma e são elementos constituintes 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 freqüentemente 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 estequiométria, 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 forem considerados 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 de água fosse 30:1, certamente todo o fósforo seria consumido antes de todo o 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 a avaliação de seus efeitos no fitoplanctôn (HENRY et al., 1986).

O aumento da concentração de nutrientes no ambiente aquático implica não só no aumento da densidade algal, mas também nas alterações qualitativas, como o surgimento de novas espécies e o desaparecimento de outras. Nos lagos eutrofizados artificialmente observa-se nos meses mais quentes 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 & BARBOSA, 1986).

Algas filamentosas ocorrem em determinadas circunstâncias e comprometem seriamente o 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 estos problemas associados com a presença de algas nas águas para abastecimento podem ser citados:

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

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 agem no sistema nervoso, causando bloqueio neuromuscular que leva à morte do organismo afetado por parada respiratória, em poucas horas. As hepatotoxinas agem no fígado causando desintegração e ruptura interna desse órgão. Os sintomas de intoxicação nos organismos teste são: fraqueza, diarréia, 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, 1996).

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 1000km no Rio Murray (região agrícola mais importante daquele país). Houve 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.

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.

Comunidade Planctônica

Em um lago existe um número variado de habitats nos quais vivem associados distintos grupos de organismos que compõem as cadeias alimentares e cuja abundância e complexidade são determinadas pelo estado trófico do lago. A estabilidade e produtividade de um ecossistema aquático são determinadas por uma rede complexa de interações de fatores que vão desde a penetração de luz até a origem geológica e morfológica do lago e ou da posição latitudinal do mesmo (PEREZ, 1992).

A estrutura das comunidades pode ser alterada a qualquer momento, considerando-se que os processos fisiológicos dos organismos são influenciados pela variação dos fatores ambientais. Na comunidade fitoplanctônica, os processos de sucessão algal no lago são controlados pelos fatores internos de caráter biológico, físico e químico do ambiente, e ainda pelos fatores externos , incluindo ventos, precipitação, radiação solar e disponibilidade de nutrientes (ESTEVES, 1988).

Segundo PORTER (1977), a sucessão sazonal do fitoplanctôn não pode ser analisada simplesmente isolando um determinado fator físico, químico ou biológico. Segundo este autor, as algas existentes em um dado momento no ambiente aquático são adaptadas às condições ambientais específicas existentes naquele dado momento, ou seja, as algas evoluíram na presença conjunta destes fatores.

Estudar a dinâmica e a estrutura da comunidade fitoplanctônica em reservatórios é de extrema importância, já que estas podem, em muitos casos, ser as maiores responsáveis pela produção de matéria orgânica e

pela organização espacial das redes tróficas. Para a elaboração de uma proposta de manejo ou recuperação efetiva de um ecossistema aquático, é fundamental um aprofundamento nas informações ecológicas do mesmo (TUNDISI, 1990).

Com relação à comunidade zooplanctônica, na grande maioria dos ecossistemas aquáticos, o zooplâncton é formado por Protozoa e por vários grupos metazoários, entre os quais destacam-se os Rotiferos, Cladocera, Copepoda e larvas de Díptera (Insecta) .

O zooplâncton participa ativamente no processo de regeneração e transporte de nutrientes e a comunidade ou componentes individuais da mesma podem ser utilizados como indicadores biológicos da qualidade da água.

Além dos efeitos relacionados com as variáveis físicas, químicas e biológicas da água, forças externas, como o vento, podem contribuir para a heterogeneidade espacial das populações. Em síntese, a seqüência e a distribuição espacial dos organismos nos sistemas aquáticos artificiais, bem como a sucessão de espécies, dependem fundamentalmente das características básicas ecológicas destes sistemas, o que os fazem bem diferentes de lagos naturais (TUNDISI, 1990)

1.2 O fósforo no ambiente aquático

O fósforo é um elemento abundante, porém raramente 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 ($Ca_3(PO_4)_2$) fosfato de alumínio ($ALPO_4$), fosfato férrico ($FePO_4$), e o fosfato misto ($CaFe_2$ $3Ca_3(PO_4)_2$), 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 genéticas 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 e 45 % do produto.

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

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

O problema da eutrofização de lagos europeus levou alguns países a tomarem serias 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 (MULLER, 1997).

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 principio poderão ser lançados, desde que respeitem 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 microorganismos. O excesso destes nutrientes não assimilado 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 cal, sulfato de alumínio e / ou ferro, ou através de processos biológicos, reduzindo o risco de contribuir para a eutrofização (HENZE, 1996).

A entrada de fósforo nos lagos tem aumentado de maneira notável nos últimos tempos, como conseqüência do uso e ocupação das bacias hidrográficas. Porém, as taxas de produtividade biológica de um grande número de lagos são regidas, em grande parte, pela reciclagem interna em relação à entrada alóctone do fósforo (WETZEL, 1983). A redução da entrada de fósforo em lagos e reservatórios, através do tratamento dos esgotos ou de outras medidas de recuperação, sem levar em consideração os sedimentos, tem ocasionado menos sucesso que o previsto, por causa da carga de fósforo já depositada.

Os esforços para melhorar a qualidade da água de reservatórios no sentido de impedir os florescimentos fitoplantônicas, através do manejo do fósforo, geralmente focalizam as fontes externas. A liberação do fósforo do sedimento para a coluna da água é pouco considerada no manejo direto, por razões logísticas e econômicas, apesar de existir uma variedade de técnicas de recuperação (drenagem, remoção do sedimento, inativação química do fósforo, oxidação do sedimento e aeração do hipolimnio) que tem sido aplicados com sucesso em outros paises (COOKE et al., 1986).

1.3 Sedimentação e liberação

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, 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. A partir de vários processos biológicos, físicos, químicos e mecânicos, estes nutrientes podem ser liberados para a coluna da 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).

O transporte e a deposição de sedimentos em reservatórios tem inúmeras implicações na qualidade da água, seja física, química ou biológica, além da perda da capacidade de armazenamento de água, diminuição da área navegável e acarreta a formação de deltas de sedimentação. Pode-se considerar que a sedimentação atua como um dos processos fundamentais que governam o metabolismo do lago, influenciando a regeneração de nutrientes no epilímnio, removendo o material particulado para o fundo e controlando o suprimento de nutrientes para a comunidade bentônica (BLOESCH & UEHLINGER, 1986). Os processos de sedimentação em lagos são considerados por KOZERSKI (1994) como um dos mais importantes processos físicos em águas em todo o mundo, com bilhões de toneladas de material em suspensão sendo depositados nos corpos d'água.

É por isso que as câmaras de sedimentação são ferramentas que são normalmente utilizadas para investigar o fluxo vertical de partículas na

coluna d'água e tem sido amplamente difundidas com diversos objetivos na ecologia aquática, como descrito em (MARQUISA, 1998).

- Ciclagem geral de nutrientes, determinação de taxas de exportação, cargas internas e armazenamento de nutrientes. Retenção e liberação de fósforo em áreas alagadas, lagos, reservatórios e ambientes costeiros.

- Determinação de taxas de sedimentação para balanços de massa na modelagem de ecossistemas, modelos de estado trófico e de substâncias tóxicas.

- Estudos da variação sazonal específica da comunidade fitoplanctônica por meio de registros obtidos com armadilhas de sedimentação.

- Influências do fluxo de nutrientes na composição, biomassa e produção do bentos e do fitoplânctôn.

Existem diferentes formas e tamanhos de armadilhas ou câmaras de sedimentação que têm sido utilizadas nos diversos estudos que relacionam a taxa de sedimentação com os fatores físicos, químicos e biológicos, como descrito em LEITE (1998)

Com relação ao transporte e a velocidade de sedimentação verifica-se que existem diferenças de um reservatório para outro, sendo esses processos condicionados pela vazão, tempo de residência e seção transversal dos rios que conformam o reservatório, além da característica morfométrica do sistema, localização e uso da bacia hidrográfica.

A morfometria é extremamente importante, uma vez que existem diferenças de fluxo, renovação de água, profundidade de mistura, concentração de partículas em suspensão, etc, ocasionando diferenças no estabelecimento de processos físicos, químicos e biológicos particulares em cada seção e provocando o aparecimento de gradientes, tanto verticais como horizontais (TUNDISI, 1990) o que leva a compartimentalização ou formação de seções com gradientes físicos e químicos, com circulação específica e reduzida, influenciando, conseqüentemente, na deposição dos sedimentos e também na estruturação das comunidades biológicas.

A sedimentação também contribui para o processo de eutrofização de lagos e reservatórios, uma vez que o material orgânico transportado para dentro do lago é decomposto e, durante este processo, o oxigênio disponível é utilizado e, ao mesmo tempo, nutrientes são liberados. Estes e outros nutrientes transportados pelos sedimentos promovem uma aceleração da atividade biológica e uma superprodução de plantas e animais. Estas plantas e animais, por sua vez, morrem e acumulam-se no fundo do reservatório, contribuindo para a parcela de sedimentos de origem autóctone (BONDURANT & LIVESEY, 1973).

O compartimento sedimento não é só um sítio integrador dos "produtos" gerados na coluna d'água e daqueles com origem nas bacias hidrográficas, mas, um compartimento que processa esses materiais e que pode alterar a qualidade da coluna d'água. Especialmente em ambientes onde a coluna d'água possui pouca profundidade, a taxa de intercâmbio de espécies solúveis pode até dobrar devido à ação dos ventos que provoca ressuspensão dos sedimentos (ZICKER et al., 1956).

A importância do estudo do sedimento através de várias abordagens (paleolimnologia, química no sedimento) permite que se entenda a origem geológica do ambiente, os efeitos causados pelo homem e seus impactos. Através do sedimento também se pode conhecer e caracterizar um dos principais problemas ambientais causados pelo homem que é a eutrofização (COUTINHO & BARBOSA, 1986). O conhecimento do sedimento neste processo é muito importante para o controle da qualidade da água e recuperação do ambiente.

Nos ecossistemas aquáticos, o sedimento é o compartimento que apresenta maior concentração de nutrientes, funcionando como reservatório de nutrientes para os demais compartimentos. A dinâmica dos nutrientes no sedimento ocorre devido a fatores biológicos, físicos e químicos. Estes fatores também favorecem a precipitação de íons, dentre estes, muitos nutrientes; a sua liberação da matéria particulada para água intersticial e desta para a coluna da água.

A liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água ocorre quando a parte inferior desta encontra-se com baixas concentrações de

oxigênio ou mesmo anaeróbia. Estas baixas concentrações são facilmente observadas em situações de altas concentrações de carga orgânica, quando, principalmente no sedimento, ocorre intensa atividade biológica, como a decomposição microbiológica e a respiração de organismos bentônicos.

De grande importância para a reciclagem de nutrientes em ambientes aquáticos são as distribuições de gases contidos na água intersticial, como nitrogênio, metano e hidrogênio, onde sua produção depende da profundidade do local. O papel dos gases é importante, pois formam bolhas que são liberadas do sedimento perturbando as camadas sedimentares e promovendo a liberação de quantidades consideráveis de nutrientes que podem alcançar a zona eufótica, onde são utilizados pelo fitoplâncton (OHLE, 1978).

O sedimento constitui um reservatório de fósforo em um lago ou represa (a coluna d'água possui apenas uma pequena fração deste elemento). A concentração de fósforo na água será tamponada por equilíbrios de solubilidade, adsorção ou troca iônica na interface água - sedimento. Em grande parte, os microrganismos influenciam indiretamente estas reações através da manutenção de uma fração substancial de fósforo na forma particulada ou fósforo orgânico dissolvido (STUM & MORGAM, 1981).

A monitoração da qualidade de um ambiente aquático lêntico vem, desde há muito tempo, sendo somente avaliada com base na qualidade da água, onde, em muitos casos, são analisadas somente as espécies químicas da fase dissolvida, em associação às análises bacteriológicas e hidrológicas. Para uma avaliação da qualidade de um ambiente aquático como um todo e dentro de uma perspectiva evolutiva dessa qualidade e visando a exploração desse ambiente como um recurso natural renovável, exige-se também a monitoração da qualidade e dinâmica do sedimento e do material particulado em suspensão (MOZETO & PATELLA, 1997).

Os sedimentos de ambientes lacustres foram estudados por muitos anos apenas com o intuito de se caracterizar sua natureza e suas propriedades por diversas razões. Mais recentemente, desde que se

alcançou o reconhecimento de que este compartimento tem o efetivo papel de não só acumular ou estocar espécies com a coluna d'água, estudos de sedimentos contaminados por grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos, oriundos de múltiplas atividades antrópicas, ganharam notoriedade e se constituem nos axiomas centrais de projetos ambientais que passaram a envolver, inclusive, órgãos governamentais de gerenciamento ambiental. Os sedimentos depositados no fundo de ambientes aquáticos constituem-se em verdadeiros arquivos de informações de natureza química, biológica e física (ou, como mais comumente se chama em dias atuais, biogeoquímica), uma vez que a camada de deposição é temporal e seqüencialmente acumulada (MOZETO, 1999)

2

OBJETIVOS

- Analisar as características limnológicas de uma lagoa urbana, (Lagoa do Taquaral – Campinas) e os fatores externos e internos que contribuem para o processo da eutrofização.
- Avaliar as taxas de sedimentação de fósforo,clorofila e material em suspensão total,orgânico e inorgânico, na lagoa do Taquaral em escala temporal, determinando os períodos de maior contribuição de material para o sistema e os fatores a ele associados.
- Estimar as taxas de liberação de fósforo do sedimento da lagoa do Taquaral para a coluna da água.
- Determinar a composição das comunidades zooplanctônica e fitoplanctônica da lagoa do Taquaral, correlacionando-as com seu estado trófico.
- Caracterizar a lagoa do taquaral dentro dentro de um enfoque físico, químico e biológico acoplando as medidas meteorológicas, hidrológicas e sua relação com o processo de sedimentação e liberação de fósforo.

3

ÁREA DE ESTUDO

A Lagoa Isaura Alvez Telles de Lima, conhecida como lagoa do Taquaral, localiza-se no município de Campinas - SP, nas coordenadas 22^0 52' 30" latitude sul e 47^0 03' 30" longitude oeste. região Sudeste do Brasil e na porção Centro-Leste do Estado de São Paulo, numa altitude de 640 m. Pertence à bacia hidrográfica do Rio Atibaia.

A Lagoa do Taquaral situa-se no interior do Parque Portugal, no bairro do Taquaral, na cidade de Campinas – SP, na bacia hidrográfica que abriga os bairros do Taquaral, Vila Nova, Guanabara, Chapadão, Castelo e Jardim Conceição (Figura 1). A Lagoa do Taquaral foi construída em 1968 para fins recreativos (Figura 2). Suas águas são formadas pelo represamento do córrego Guanabara (afluente do Riberão 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 155.771,86 m^2 e uma profundidade média de 2,90 m.

Quando a lagoa foi construída, também foi implantado o sistema de coletores de esgotos em sua volta, em ambos os lados. Mas como se localiza numa região baixa da cidade, de alta densidade demográfica, com estabelecimentos comerciais e industriais, recebe toda a água de escoamento superficial em épocas de precipitação, através das galerias de águas pluviais, alem dos esgotos domésticos clandestinos, provocando, com o decorrer dos anos, um acentuado processo de eutrofização em suas águas, ocasionando problemas estéticos e sanitários, altamente inconvenientes ao lazer da população, inclusive com mortandade de peixes e gerando constantes reclamações por parte da imprensa, autoridades e população.

FIGURA 1 – Vista aérea da Lagoa do Taquaral – 1986

FIGURA 2 - Vista parcial da lagoa do Taquaral (Campinas - SP).

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
esgotos cada vez maiores. Estas descargas de esgoto, provenientes, das constantes extravasões pelos poços de visita dos coletores, atingiam as galerias de águas pluviais e também 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 (FABIANO et al, 1985) realizou um levantamento das fontes poluidoras e o mapeamento das atividades que poderiam estar contribuindo para a deterioração da qualidade das águas da lagoa. 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 (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 afluente proveniente das galerias pluviais existentes.

No ano de 1989, foram realizadas dragagens do sedimento, e em 1996 foi construído novo interceptor de esgotos, 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.

Mas, apesar de todas estas tentativas de melhoria da qualidade da água da lagoa, esta ainda continua eutrofizada, com florescimentos constantes de *Microcystis*.

No ano de 1998 (BORGES, 1998) fez uma avaliação do estado trófico da lagoa, utilizando os índices de IET - CARLSON e o IQA - CETESB, caracterizando a mesma como eutrófica, e a qualidade da água apresentou características de ruim a boa na entrada e boa na região central.

Além do aspecto paisagístico, a Lagoa do Taquaral é utilizada para recreação, com o uso de barcos movidos a pedal (pedalinhos) e pesca amadora, prestando também suas águas para a dessedentação dos

animais que habitam o parque, principalmente capivaras e gansos; alem disso, 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.

Os dados morfométricos da lagoa foram obtidos a partir de um trabalho topográfico, realizado através de uma poligonal aberta, próxima à margem, com o auxílio de uma estação total **Laica TC 400**, com alcance de 1000 m, estacionada em locais da margem geograficamente delimitados. Foram realizados transectos unidirecionais com medidas de profundidade a cada 20 metros, com o Ecobatímetro **GPSE –GARMIN.**

Com estes dados se obteve a delimitação das áreas e dos perímetros das curvas de nível (isóbatas), essenciais para os cálculos dos parâmetros morfométricos descritos a seguir.

Área	155.771,86 m^2
Perímetro	2.543,97 m
Comprimento total	1.096,98 m
Volume	451.739 m^3
Profundidade máxima	6,7 m
Profundidade média	2,90 m
Largura máxima	225,74 m
Largura mínima	49,21 m

4

MATERIAIS E MÉTODOS

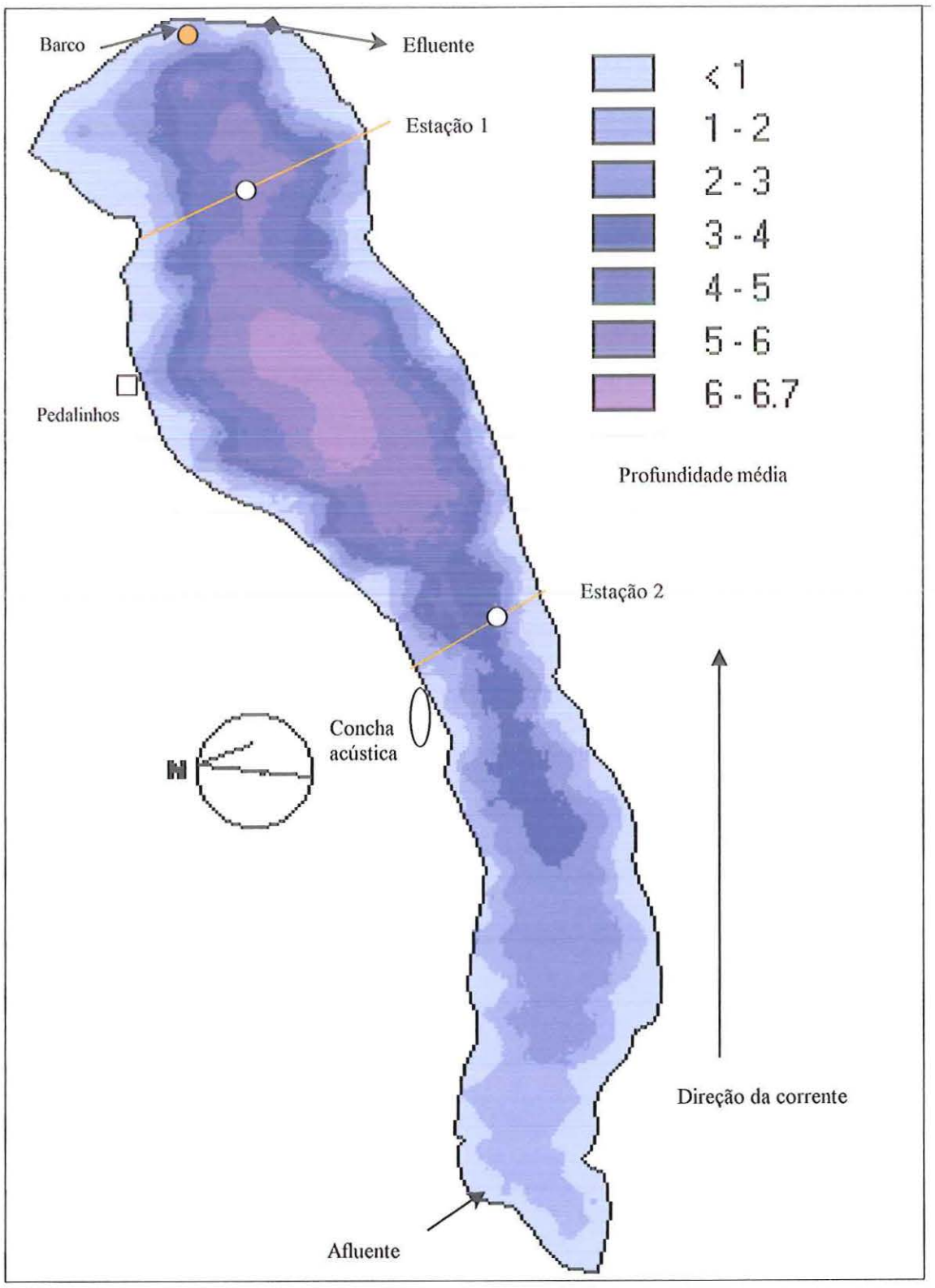
4.1 Estações de coleta e periodicidade de amostragens

As estações de coleta para a realização do trabalho de pesquisa foram alocadas em duas regiões. A escolha dos locais foi fundamentada na morfometría da lagoa: no local de saída da água, próximo ao vertedouro, com uma profundidade de 5,50 m (estação 1) e na região central da lagoa, com uma profundidade de 3,70 m (estação 2). Como demonstrado na Figura 3. A escolha dos dois locais teve como objetivo verificar se existiam diferenças das variáveis químicas, físicas e biológicas, entre a parte mais rasa e a mais profunda.

As coletas foram realizadas em 13 e 15 de março, período chuvoso (período com temperaturas elevadas e alta precipitação); 16 e 18 de maio, período intermediário, (baixa precipitação e redução das temperaturas); 9 e 11 de agosto, período seco, (com temperaturas ainda baixas), do ano 2000.

Todas as medidas foram sempre efetuadas no horário entre 9:00 e 10:30 da manhã

FIGURA 3: Gradiente de profundidade (em metros) para a Lagoa do Taquaral e localização das estações de coleta



4.2 Procedimento de coleta

Para a realização deste trabalho, as coletas foram realizadas em duas etapas, tendo por objetivo caracterizar aspectos físicos, químicos e biológicos das estações de coleta durante o início e término dos experimentos.

No início de cada experimento em cada estação de coleta foram efetuadas medidas das variáveis: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e transparência da água. Foram coletadas amostras de água na superfície e no fundo com garrafa Van Dorn, para análise da concentração de nutrientes, clorofila a (biomassa fitoplanctônica), feofictina e material em suspensão, considerando-se as frações orgânica e inorgânica.

Após efetuada a fase de amostragem em cada estação de coleta, foram montados os experimentos para avaliar a deposição de material particulado, utilizando-se, para essa finalidade, câmaras de sedimentação que foram instaladas em cada estação de coleta, permanecendo durante 48 horas a 70% da profundidade do local.

No término do período experimental, as câmaras foram retiradas, sendo novamente efetuadas as medidas de temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e transparência da água, registrando-se as alterações ocorridas no intervalo amostral (período de exposição).

4.3 Variáveis climatológicas

Os dados diários referentes às variáveis: radiação solar, precipitação, umidade relativa, temperatura do ar e vento, durante o período de estudo foram obtidos na estação meteorológica do IAC (Instituto Agronômico de Campinas).

4.4 Variáveis hidrológicas

4.4.1 Transparência da água

A transparência da água foi estimada através do uso do disco de Secchi. A partir dos dados obtidos com o disco de Secchi foi possível calcular o limte da zona eufótica, equivalente a três vezes o valor da leitura do disco (COLE, 1975).

4.4.2 Temperatura da água, pH, condutividade e oxigênio dissolvido

Os perfis verticais foram obtidos utilizando-se um medidor de campo do tipo **HORIBA**, Modelo U – 10. As medidas foram feitas em intervalos de 0,25 m de profundidade, até o fundo.

4.4.3 Material em Suspensão

As medidas do material em suspensão foram realizadas com amostras de água da superfície e do fundo de cada estação, as quais foram coletadas com o auxílio da garrafa de Van Dorn. O material em suspensão foi determinado de acordo com o método gravimétrico descrito em TEIXEIRA et al. (1965) , com modificações baseadas em WETZEL & LIKENS (1991), obtendo-se a concentração de material em suspensão total e suas frações orgânicas e inorgânicas. As amostras de água foram filtradas em filtros GF/C Whatman (0,45 μm de porosidade).

As concentrações de material em suspensão foram determinadas através das equações:

$$M.S.T. = \frac{P2 - P1}{V} * 1000$$

Onde:

M.S.T. = material em suspensão total ($mg.L^{-1}$).

P1 = peso inicial do filtro (g).

P2 = peso do filtro com material coletado após secagem em estufa (g).

V = volume de água utilizado para a filtração (L).

1000 = conversão para miligramas.

$$M.S.T. = \frac{P3 - P1}{V} * 1000$$

Onde:

M.S.I. = material em inorgânico em suspensão (mg. L^{-1})

P3 = peso do filtro após queima da matéria orgânica em mufla (g)

M.S.O = M.S.T. – M.S.I.

Onde:

M.S.O = material orgânico em suspensão (mg.L^{-1})

4.4.4 Nutrientes totais e dissolvidos

As amostras de água coletadas no início e no final de cada experimento tanto na superfície como no fundo, foram posteriormente congeladas para a determinação de nutrientes totais e dissolvidos, em laboratório, utilizando-se métodos espectrofotométricos.

Para a determinação da concentração de nutrientes dissolvidos, as amostras foram filtradas em membranas de fibra de vidro do tipo GF/C Whatman, imediatamente após serem coletadas, sendo posteriormente congeladas para a análise, em laboratório, das concentrações de:

Nitrito e Nitrato: de acordo o método descrito em MACKERETH et al. (1978)

Amônio: pelo método descrito em KOROLEFF (1976).

Fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico e silicato reativo: conforme metodologia descrita em GOLTERMAN et al. (1978).

As amostras para a determinação do fósforo total, não foram filtradas, sendo determinadas as concentrações de acordo com os métodos descritos em STANDARD METHODS (1995).

4.5 Variáveis no sedimento

As coletas de sedimento foram realizadas com um amostrador tipo "Core" em duas épocas do ano: março (chuvoso) e (agosto) seco, nas estações 1 e 2, na forma de testemunhos (tubos de acrílico de 50 cm. de comprimento e 9 cm de diâmetro). As amostras foram cortadas no campo, em fatias de 5 cm e no laboratório as amostras foram secas ao ar e após, moídas em almofariz de porcelana e pistilo e guardadas até a análise de fósforo total e matéria orgânica e granulometria.

4.5.1 Fósforo Total

A determinação de fosfato total foi feita a partir da metodologia proposta por FASSBENDER (1973). As amostras passaram por uma digestão forte com ácido perclórico, sulfúrico e nítrico a 300^{0}C. Posteriormente, foi adicionada uma solução de dinitrofenol e o reagente misto, para desenvolvimento da cor. A leitura da densidade ótica foi feita em espectrofotômetro Shimadzu UV – 2101PC, a 820 nm.

4.5.2 Matéria Orgânica

O teor de matéria orgânica do sedimento foi determinado pelo método gravimétrico, com incineração das amostras em mufla a 550^{0}C, por 1 hora, conforme descrito por TRINDADE (1980).

4.6 Variáveis Biológicas

4.6.1 Clorofila a e feopigmentos

No laboratório, 300 ml das amostras de água foram filtradas, com réplicas, em filtro GF/C (Whatman) de 40 µm, sendo os filtros colocados em envelopes de papel, acondicionados em frascos escuros, contendo sílica-gel para controle da umidade, e mantidos a baixa temperatura (-20 °C), até a extração.

A extração foi feita utilizando-se Etanol 90% a quente, como indicado por NUSCH & PALME (1975), MOED & HALLEGRAEF (1978), NUSCH (1980), recomendado por MARKER *et al.* (1980) e testado no laboratório do CRHEA. Foi utilizado choque térmico com o solvente aquecido a 78 °C. Não foi feita maceração em almofariz, em função de a maceração influenciar negativamente na determinação da feofitina, deixando as amostras turvas (ESPÍNDOLA, 1994).

Após a extração, as amostras foram conservadas no escuro, a 5 °C, por, nao mais de 14 horas. As absorbâncias foram lidas em espectrofotômetro MICRONAL B280, nos comprimentos de onda de 663 e 750 nm.

Após a leitura de clorofila a, os extratos foram acidificados com 0,05 ml de HCl 0,4 N, ou até que os valores de pH se encontrem entre 2,6 e 2,8. Decorridos 15 minutos, foram realizadas, novas leituras nos comprimentos de onda de 663 e 750 nm.

O cálculo para a determinação da concentração de Clorofila a ($\mu g.L^{-1}$) e feopigmentos ($\mu g.L^{-1}$) foi feito segundo as expressões (NUSH, 1980):

(1) Clorofila a ($\mu g.L^{-1}$) = $27,9\ \{(E^u_{663} - E^u_{750}) - (E^a_{663} - E^a_{750})\}.\ v/V.l$

(2) Feofitina ($\mu g.L^{-1}$) = $27,9\ \{[1,7(E^a_{663} - E^a_{750})] - (E^u_{663} - E^u_{750})\}.\ v/V.l$

sendo :

E^u = amostra não acidificada

E^a = amostra acidificada

v = volume do extrato

V = volume da amostra filtrada

l = comprimento de onda da cubeta

4.6.2 Análise da comunidade zooplântonica

As amostras de plâncton foram obtidas integrando-se a coluna da água desde o fundo ate a superfície, em arrastre vertical com rede para plânton de 68 μm de abertura de malha. As amostras foram imediatamente fixadas com uma solução de formalina a 4%.

A análise das populações de Cladocera foi realizada através da contagem dos organismos em placa quadriculada de acrílico, para determinar sua densidade expressa, em indivíduos por m^3.

Na ordem Copepoda, foram identificados os organismos das subordens Cyclopoida e Calanoida. Esses organismos foram analisados de acordo com estágio de desenvolvimento (náuplio, copepodito e adulto). O método de análise foi o mesmo descrito para cladóceros. A densidade de Copepoda foi expressa em número de indivíduos por m^3.

Para análise dos rotíferos, uma subamostra de 1 ml foi extraída da amostra, utilizando-se uma pipeta Stempel. Posteriormente o material foi colocado em câmaras de Sedgwick-Rafter (lâminas de 50x20x1 mm, calibradas para conter 1 ml), para análise total da câmara em microscópio binocular OLYMPUS CBA, com aumento de 200 vezes. Os resultados foram expressos em número de indivíduos por m^3.

4.6.3 Análise da comunidade fitoplantônica (> 68 µm)

O fitoplâncton foi coletado da mesma maneira, na mesma rede e nas mesmas estações que foram usadas para o zooplâncton, já que por ser este um ambiente eutrofizado, outro tipo de rede de menor abertura de malha entupiria facilmente (MATSUMURA - TUNDISI, comunicação pessoal). As amostras foram fixadas com lugol para sua análise quantitativa e qualitativa.

4.7 Determinação das taxas de sedimentação de material particulado, clorofila a e fósforo total

Para avaliar as contribuições do material particulado suspenso, clorofila a e fósforo total, nos períodos: chuvoso (março), intermediário (maio) e seco (agosto), armadilhas de sedimentação foram instaladas nos dois pontos de coleta, a 70% da profundidade total do local, já que segundo LEITE (1998) é uma profundidade que se apresenta boa para a sedimentação, não tendo muita diferenças no que se refere à quantidade do material sedimentado, se comparadas com armadilhas a 30% de profundidade, testadas por ele mesmo.

As armadilhas são compostas de 4 tubos de PVC de 50 cm de comprimento e 10 cm de diâmetro, com volume de 1 litro (Figura 4). Segundo LEITE (op. cit.), este é um tamanho que diminui os efeitos da ressuspensão do material depositado no fundo da câmara.

Antes de serem instaladas, as câmaras foram preenchidas com água destilada, evitando-se assim a deposição de material antes do início do experimento. Posteriormente, as câmaras foram colocadas na profundidade preestabelecida, amarradas a um flutuador, sendo este ancorado em cada estação de coleta, e expostas durante 48 horas.

FIGURA 4 - Armadilha de sedimentação.

Após o período de exposição, as armadilhas foram retiradas e os conteúdos das câmaras foram recolhidos em frascos de 5 litros, para análise da quantidade de material em suspensão (total, orgânica e inorgânica), nutrientes totais e dissolvidos, clorofila a e feofitina.

Um volume conhecido de água foi filtrado em filtros do tipo GF/C Whatman de 45 µm de porosidade, previamente calcinados, sendo estes submetidos ao mesmo procedimento descrito na determinação do material em suspensão. A taxa de sedimentação do material particulado foi determinada pela quantidade de material da amostra filtrada, corrigida para o volume médio das câmaras de sedimentação, expressando-se os valores em unidade de área (cm^2) e de tempo (período de exposição).

A taxa de sedimentação foi determinada pela seguinte fórmula:

$$T.S. = \frac{Vc * C}{Ac * T}$$

Onde:

Vc = volume das câmaras de sedimentação (1 litro)

C = Concentração de material em suspensão dentro das câmaras ($mg.L^{-1}$).

Ac = área da superfície de abertura da câmara de sedimentação

T = tempo em dias.

A metodologia utilizada para determinar os nutrientes totais e dissolvidos, bem como clorofila a foram descritas anteriormente.

4.8 Determinação da taxa de liberação de fósforo do sedimento para a coluna de água.

Para a determinação da taxa de liberação de fósforo do sedimento para a coluna da água foi utilizada uma gaiola de ferro zincada e bicromatizada, resistente a 96 horas de "salt-spray" (método utilizado para avaliar a resistência da camada de zinco em uma atmosfera de vapor de água e sal), para evitar a contaminação do meio. Nesta gaiola foi montada uma bateria de frascos de vidro em quadruplicata, a 10 cm de um nível para um outro (Figura 5).

FIGURA 5 - Câmara para medição da liberação do fósforo do sedimento.

Os frascos foram montados na gaiola e preenchidos com água deionizada e fria, sendo cada um tampado com filtro rápido, isento de bolhas de ar, tudo isto, para permitir um perfeito processo de difusão dos ions, e foram expostas durante 48 horas, paralelamente às armadilhas de sedimentação (MATRIENKO, comunicação pessoal).

Para se chegar à metodologia descrita, realizaram-se testes de difusão de fósforo no laboratório, iniciando-se com ensaios em aquários enriquecidos com fósforo, durante 10 dias, para se ter uma idéia do tempo necessário para se chegar a uma difusão total do fósforo do meio para o frasco preenchido com água destilada e tampado com filtro rápido.

Nesta primeira experiência, constatou-se que a difusão ocorreu 100% no primeiro dia de ensaio. Em função deste resultado, realizou-se um segundo ensaio para se determinar a taxa de difusão a cada hora. A difusão total ocorreu aproximadamente, em 8 horas.

A razão de se decidir por uma exposição de 48 horas no meio natural foi o resultado desses testes e a logística do deslocamento a Campinas. Além disso, havia a conveniência de compatibilizar o tempo de incubação com o das armadilhas de sedimentação.

Após a retirada da câmara de liberação o conteúdo, de cada frasco foi transferido para frascos de polietileno e as amostras congeladas para sua posterior análise de fosfato dissolvido total, a qual seguiu a metodologia apresentada anteriormente.

4.9 Índice de estado trófico

Para analisar o estado trófico da Lagoa do Taquaral (Campinas / SP), nos períodos: chuvoso, intermediário e seco, utilizou-se o Índice de Estado Trófico de CARLSON (1974), modificado por TOLEDO et al (1983).

As relações propostas pelos autores, baseando-se fundamentalmente na transformação da transparência da água (S) e das concentrações de fósforo total (P), fosfato inorgânico (PO_4) e clorofila a (Cl) são expressas pelas equações:

$$IET\ (S) = 10 \times \{6 - [(0{,}6 + \ln S) / \ln 2\ ]\}$$

$$IET\ (P) = 10 \times \{6 - [\ln (80{,}32 / P) / \ln 2\ ]\}$$

$$IET\ (PO4) = 10 \times \{6 - [\ln(21{,}67 / PO_4) / \ln 2\ ]\}$$

$$IET\ (Cl) = 10 \times \{6 - [(2{,}04 - 0.695 \ln Cl) / \ln 2\ ]\}$$

Onde:

S = leitura da transparência da água pelo disco de Secchi (m)

P = concentração de fósforo total (µg/L)

PO_4 = concentração de fosfato inorgânico (µg/L)

Cl = concentração de clorofila (µg/L)

A partir do índice do estado trófico, o critério de classificação proposto seria:

Oligotrófico se: IET < 44

Mesotrófico se: 44 < IET < 54

Eutrófico se: IET > 54

Segundo TOLEDO et al (1983), a profundidade Secchi é muito afetada pela alta turbidez dos reservatórios em grande parte do ano. Dessa forma, esse parâmetro não é bastante representativo para indicar o seu estado trófico.

Uma maneira sugerida pelos autores para controlar tal problema seria ponderar o IET médio, de forma a dar menor peso ao índice referente a profundidade Secchi, ao invés de simplesmente eliminá-lo. Uma ponderação adequada seria:

$$IET\ (médio) = [\ IET\ (S) + 2\ [\ IET\ (P) + IET\ (PO_4) + IET\ (Cl)\ ]]\ /\ 7$$

5

RESULTADOS

Nesta parte do trabalho, são apresentados em Tabelas (anexos) e Figuras no decorrer do texto os resultados das diferentes variáveis estudadas durante os três períodos de coleta, denominados: período chuvoso (março), período intermediário (maio) e período seco (agosto).

Na primeira parte, estão sendo apresentadas as características climáticas da região e as características físicas, químicas e biológicas da lagoa, evidenciado-se as diferenças em cada estação, nos três períodos de coleta e nos períodos iniciais (quando foram colocadas as câmaras de sedimentação, 13 de março, 16 de maio e 9 de agosto) e finais de cada experimento (após 48 horas de incubação – 15 de março, 18 de maio e 11 de agosto).

Na segunda parte, são apresentados os resultados obtidos no estudo da comunidade zooplanctônica e fitoplanctônica presente na Lagoa do Taquaral.

Na terceira parte, apresentam-se os resultados dos estudos experimentais *in situ* para avaliar a taxa de sedimentação do material em suspensão, orgânico e inorgânico, clorofila *a,* feofitina e fósforo total .

Na quarta parte, são apresentados os resultados dos estudos experimentais que foram realizados no laboratório e *in situ* para determinar a liberação ou difusão do fósforo do sedimento para a coluna da água.

5.1 Variáveis Climatológicas

5.1.1 Precipitação (mm), Temperatura do ar (^{0}C) e Velocidade do vento (m/s)

Precipitação

O regime pluviométrico observado na região de Campinas apresentou variação estacional bem definida. No período de chuvas foram observadas médias pluviométricas máximas de 294 mm, no mês de janeiro; 25,7 mm, em fevereiro; 276,2 mm, em novembro e 216,7 mm, em dezembro. Os menores valores ocorreram em abril (0,8 mm) e maio (3,12 mm) conforme Figura 6.

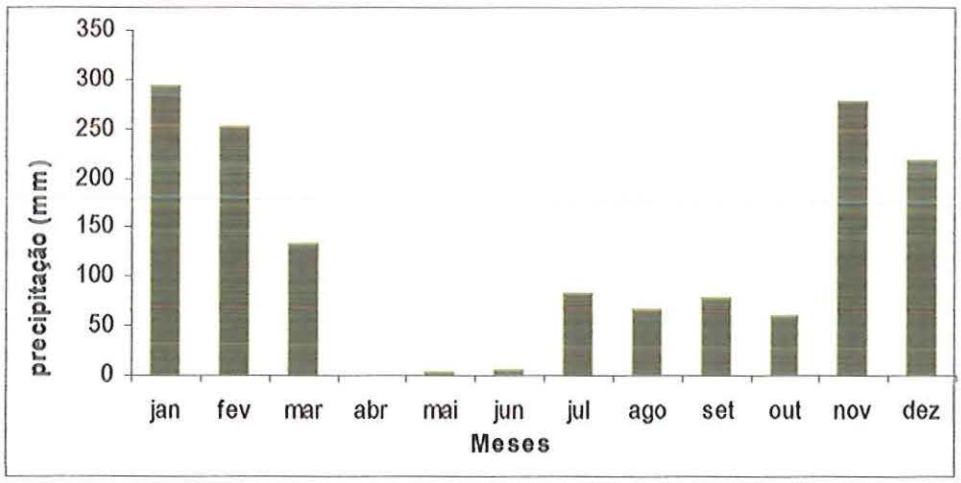


FIGURA 6 Variação sazonal da precipitação (mm) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no ano de 2000

No período chuvoso, as coletas foram efetuadas nos dias 13 e 15 de março, com índice pluviométrico de 0,0 mm, após uma pluviosidade de 16,7 mm, em dias anteriores (Tabela 2). Apesar de março não ser o período de maior pluviosidade, deve-se considerar que o sistema sofre influência de todo o período chuvoso. A média pluviométrica em março foi de 132,4 mm.

No mês de maio, quando se realizaram as coletas para caracterizar o período intermediário, a pluviosidade média foi de 3,2 mm. Porém, foram observados apenas dois dias de chuvas na primeira quinzena. As coletas foram efetuadas nos dias 16 e 18 de maio, após 6 dias sem chuvas.

No mês de agosto, quando se realizaram as coletas para caracterizar o período seco, a média pluviométrica foi de 67,4 mm. As coletas foram realizadas nos dias 9 e 11 de agosto, com índice pluviométrico de 0,0 e 1,5 mm, respectivamente.

Temperatura

A temperatura média do ar apresentou os maiores valores nos meses de janeiro (24,4 ^{0}C) e outubro (25 ^{0}C) de 2000. Os menores valores foram encontrados nos meses de maio e julho (19,6 ^{0}C e 17,5 ^{0}C), respectivamente. A diferença observada entre as máximas e as mínimas temperaturas durante o ano foi de 8,5 ^{0}C (Figura 7).

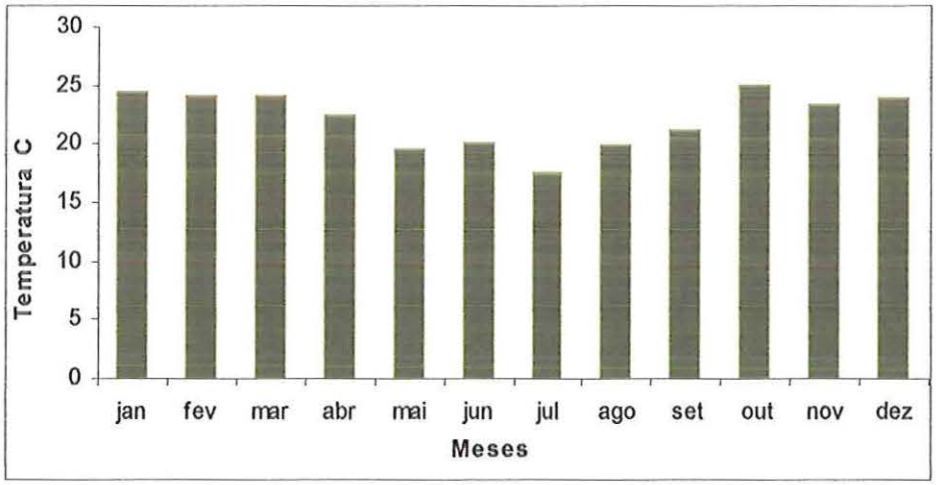


FIGURA 7 Variação sazonal da temperatura (^{0}C) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no ano de 2000

No mês de março a média das temperaturas foi de 24 ^{0}C, sendo que os extremos de temperatura máxima e mínima foram 32,2 e 15,2 ^{0}C,

respectivamente. Para os dias de coleta a temperatura foi de 28,6 ^{0}C, no dia 13 de março e 29 ^{0}C, em 15 de março.

Em maio, a média das temperaturas foi de 19,6 ^{0}C, com extremos de temperaturas máximas e mínimas de 30,4 e 7,4 ^{0}C, respectivamente. Para os dias de coleta as temperaturas foram em média de 21,0 ^{0}C (16 de maio) e 15,6 ^{0}C (18 de maio).

No mês de agosto, a média mensal foi 19,9 ^{0}C, sendo os extremos máximos e mínimos de 33,4 ^{0}C e 8,0 ^{0}C, respectivamente. Para os dias de coleta a temperatura média foi de 23,4 e 16,4 ^{0}C em 9 e 11 de agosto respectivamente.

Vento

Em relação à velocidade dos ventos, pode-se observar que o maior valor de velocidade média do vento foi encontrado no mês de setembro (3,8 m/s) e o menor valor no mês de junho (1,5 m/s). De modo geral, a Lagoa do Taquaral esteve sob menor influência dos ventos nos meses de maio, junho e julho quando comparados aos demais meses do ano (Figura 8).

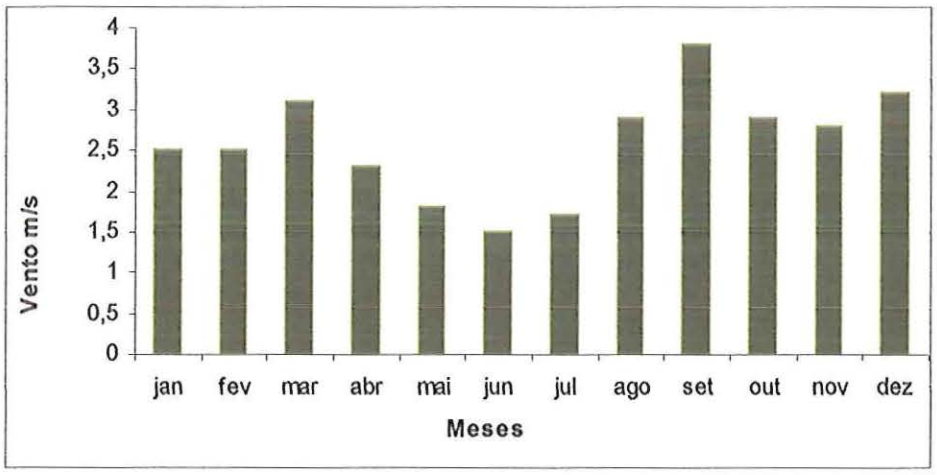


FIGURA 8 Variação sazonal do vento (m/s) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no ano de 2000

No mês de março, a velocidade média do vento foi de (3,1 m/s). Para os dias de coleta a velocidade média foi de 3,5 m/s.

No mês de maio, a velocidade média do vento foi de 1,8 m/s. Para os dias de coleta a velocidade média foi de 3,0 m/s (16 de maio) e 1,3 m/s (18 de maio).

Em agosto, a velocidade média foi de 2,9 m/s. Nos dias de coleta, a velocidade média foi de 0,0 m/s (9 de agosto) e 5, 7 m/s (11 de agosto).

5.2 Variáveis Hidrológicas

5.2.1 Transparência da água e limite da zona eufótica

O limite da zona eufótica foi calculado empiricamente, a partir dos dados da transparência da água (equivalente a três vezes seu valor).

A Tabela 3 apresenta os resultados referentes ao limite da zona eufótica, para as duas estações de coleta: a estação 1, com 5,50 m de profundidade e a estação 2, com 3,70 m de profundidade.

No período chuvoso (13 e 15 de março de 2000), a zona eufótica atingiu um valor máximo de 3,0 m, nas duas estações, ou seja, atingiu quase toda a coluna da água na estação 2.

No periodo intermediário (16 e 18 de maio de 2000), o limite da zona eufótica teve valores inferiores a 2,4 m de profundidade (na estação 1) e 2,25 m na estação 2 (16 de maio), devido à ressuspensão produzida possivelmente pelas capivaras e gansos, que adentram na lagoa.

Já no período seco, a estação 2 (estação menos profunda) apresentou iluminação total e o limite da zona eufótica para a estação 1 alcançou mais de 50% de profundidade na coluna da água (3,6 m), devido a que, apesar do índice pluviométrico ser superior que o de maio, o carreamento de material para o sistema é menor que no período chuvoso e as correntes são menos intensas, propiciando uma maior sedimentação e principalmente porque as capivaras restringem-se a ficar mais próximas das margens.

TABELA 3 – Valores da transparência da água (m) e limite da zona eufótica (Z.euf) para os três períodos de estudo - período chuvoso (13 e 15 / março), I. estiagem (16 e 18 / maio) e F. estiagem (9 e 11/ agosto) de 2000, para as duas estações de coleta.

Data	Estação 1		Estação 2	
	Secchi (m)	(Z.euf) m	Secchi (m)	(Z.euf) m
13/03/2000	1,00	3,00	1,00	3,00
15/03/2000	1,00	3,00	1,00	3,00
16/05/2000	0,80	2,40	0,75	2,25
18/05/2000	0,80	2,40	0,90	2,70
9/08/2000	1,20	3,60	1,20	3,60
11/08/2000	1,20	3,60	1,20	3,60

Z. euf = Zona eufótica

5.3 Caracterização física e química da água da Lagoa do Taquaral

5.3.1 Temperatura da água (^{0}C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH e condutividade elétrica (µS/cm)

Nas Tabela 4, 5, 6 e 7 (anexos), estão registrados os valores de oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura da água (^{0}C), condutividade (µS/cm) e pH nas estações 1 e 2 da Lagoa do Taquaral – Campinas (SP).

Os perfis de temperatura, oxigênio, pH e condutividade, para as duas estações, são apresentados na Figura 9, 10, 11 e 12, comparando-se as medidas iniciais (feitas no dia da instalação das câmaras de sedimentação e as câmaras de liberação de fósforo – 13 de março, 16 de maio e 9 de agosto) e finais (após 48 de incubação, nos três períodos de coleta – 15 de março, 18 de maio e 11 de agosto).

Temperatura

Os valores do perfil da temperatura da água (Figura 9) demonstram a diferença térmica da coluna da água nos três períodos. No período chuvoso, a temperatura da água nas duas estações esteve próxima a 24^{0}C, verificando-se uma quase isotermia na coluna da água.

No período intermediário, ocorreu um decréscimo da temperatura da lagoa, em torno de 2^{0}C, apresentando isotermia, exceto na estação 2 (16 de maio), onde se verificou estratificação (de 23^{0}C na superfície a 21,3 ^{0}C dos 1,5 m até o fundo).

Para o período seco (9 e 11 de agosto), a temperatura da lagoa foi mais baixa, apresentando uma diminuição da superfície para o fundo, indo de 19^{0}C a 17,5^{0}C, aproximadamente, em ambas as estações, ou seja, uma diferença de 1,5^{0}C da camada superficial para a mais profunda.

Oxigênio

Os perfis das concentrações de oxigênio dissolvido são apresentados na Figura 10. Percebe-se uma variação tempora da concentração de oxigênio dissolvido.

Para o período chuvoso, as concentrações foram inferiores a 8 mg/L para as duas estações, apresentando homogeneidade da superfície ao fundo. No período intermediário em 18 de maio, verificou-se um comportamento um pouco similar ao do período chuvoso, com valores de superfície ao fundo entre 8 mg/L e 7,5 m/L para as duas estações. Em 16 de maio, o comportamento foi diferente, apresentando uma diminuição dos valores de oxigênio dissolvido, com concentrações superiores a 11 mg/L na superfície e com uma diminuição acentuada desde os 2,75 m a valores inferiores de 4 mg/L.

Padrão semelhante ao do período intermediário também foi observado no período seco para as duas estações, onde a superfície apresentou valores superiores a 10^{0}C , diminuindo para valores menores que 1 mg/L na camada mais profunda, quando a circulação da água no sistema foi menor e, conseqüentemente, o tempo de residência da água é maior .

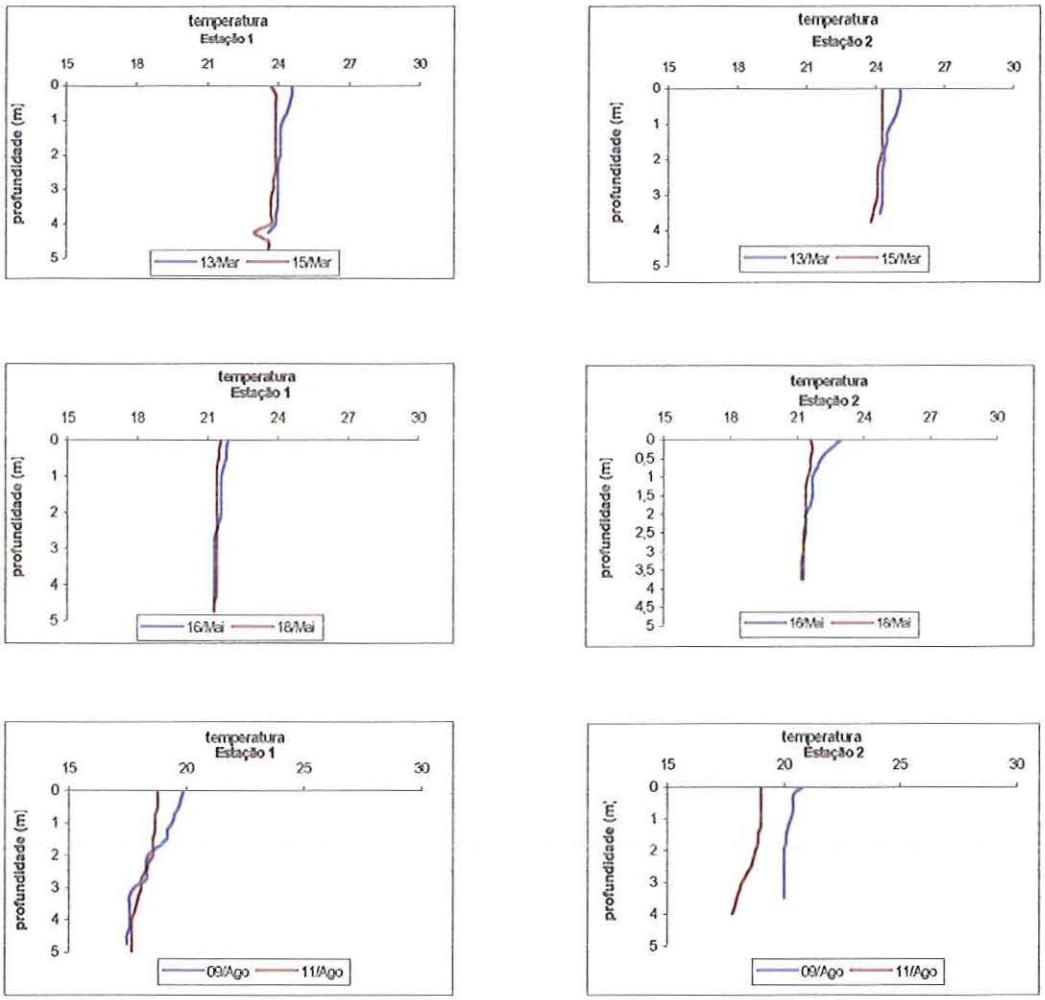


FIGURA 9 - Perfis da temperatura (^{0}C) nas estações 1 e 2 na Lagoa do Taquaral – Campinas –SP nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

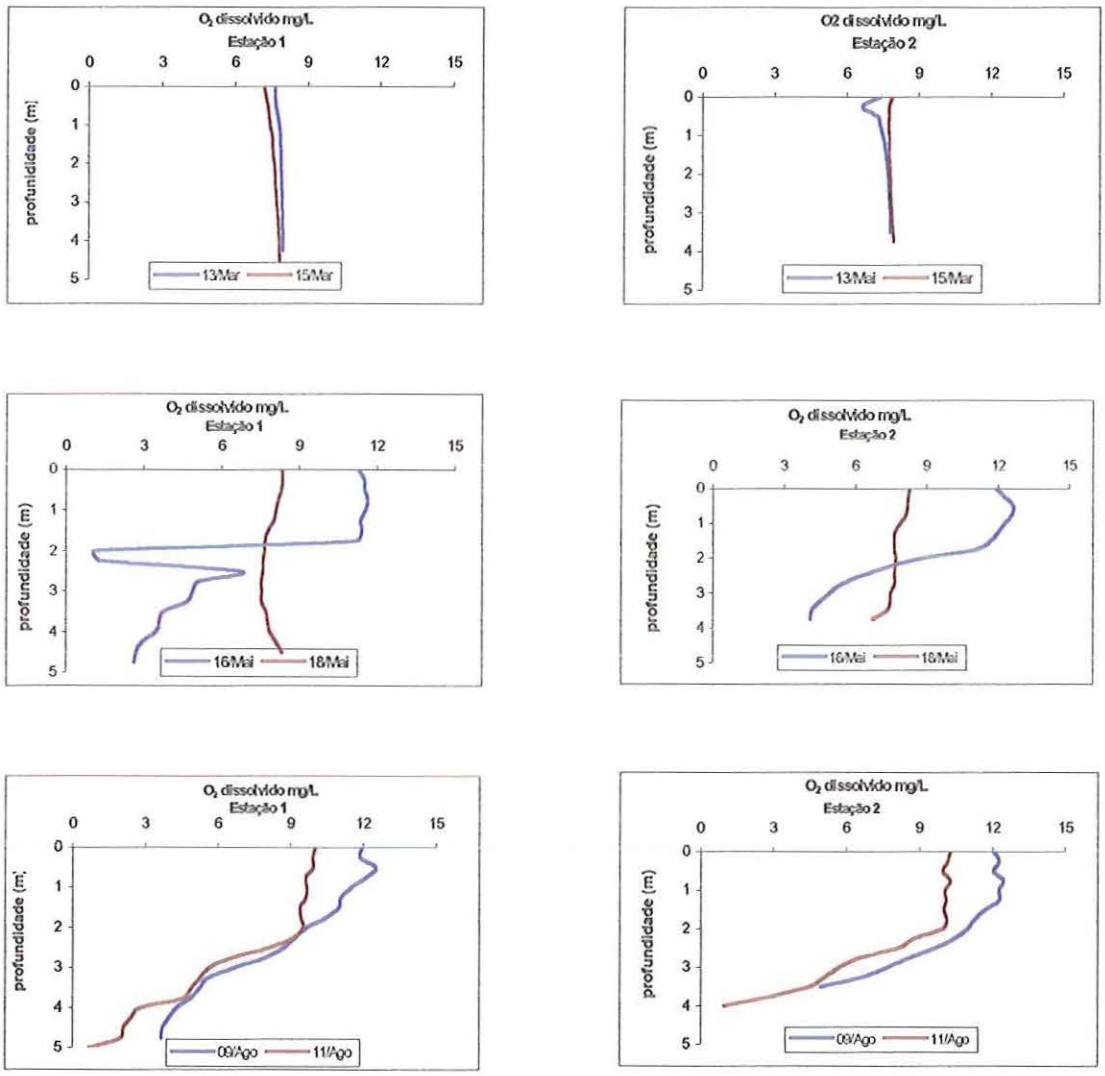


FIGURA 10 - Perfis de oxigênio dissolvido (mg/L) nas estações 1 e 2 na Lagoa do Taquaral – Campinas –SP, nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

pH

Os perfis dos valores de pH estão apresentados na Figura 11. Em geral, pode-se notar que os valores apresentam diferenças entre os três períodos de coleta e entre os valores das medidas iniciais e finais, após 48 horas de incubação das câmaras.

No período chuvoso, o pH teve uma pequena tendência de diminuição da superfície para o fundo, com valores de aproximadamente 6 para valores próximos de 5; porém, os valores não foram menores que 5 em nenhum dos três períodos de amostragem.

No período intermediário, ocorreram diferenças entre os perfis iniciais e finais, após cada experimento e igualmente diferenças verticais. Em 16 de maio, o pH foi de aproximadamente 8 na superfície para ambas estações, com uma diminuição para o fundo a valores inferiores a 6. Em 18 de maio, os valores na superfície foram menores que 7.

O período seco, não foi muito diferente ao anterior, com valores superiores a 7 na superfície e menores que 6 no fundo, menos em 11 de agosto, na estação 2, onde o pH da superfície foi inferior a 7.

Deve-se salientar ainda a variabilidade espacial e temporal da lagoa em curtos períodos de tempo. As medidas efetuadas nos períodos iniciais e após 48 horas de incubação das câmaras de sedimentação demonstram as modificações rápidas do sistema, o que pode ser o resultado da ação do vento atuando na ressuspensão de material na coluna da água (pelo fator de ser um sistema raso) e ao processo de fotossínteses da comunidade fitoplânctonica

Condutividade

Os perfis da condutividade são apresentados na Figura 6, onde se pode observar que os valores mais elevados ocorreram no período intermediário (150 µS/cm), para as duas estações. O valor para o período seco foi de 145 µS/cm. Já no período chuvoso, a condutividade foi mais baixa, com valores entre 30 e 60 µS/cm, apresentando homogeneidade na coluna da água durante os três períodos de coleta.

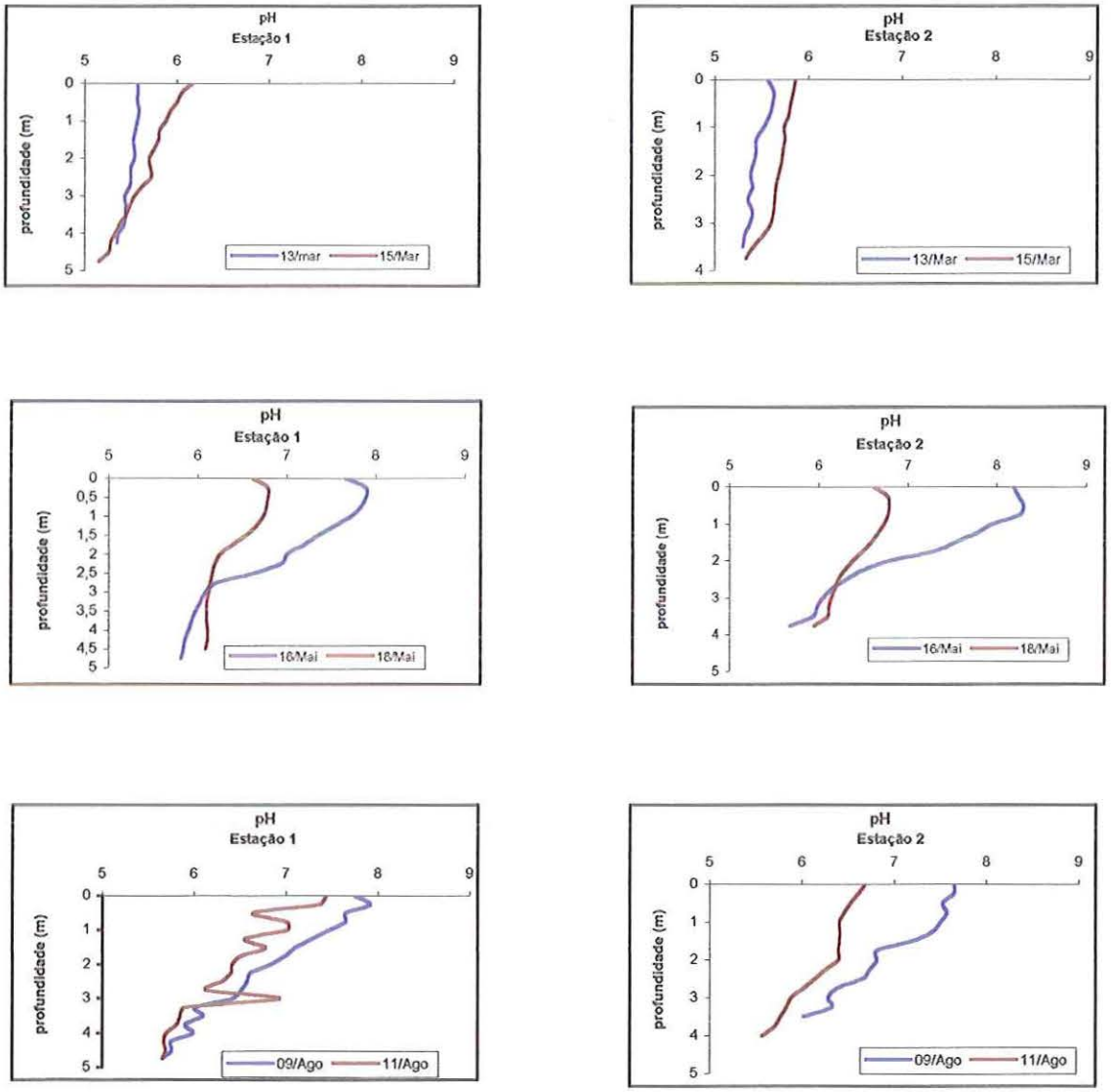


FIGURA 11 - Perfis de pH nas estações 1 e 2 na Lagoa do Taquaral – Campinas –SP,nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

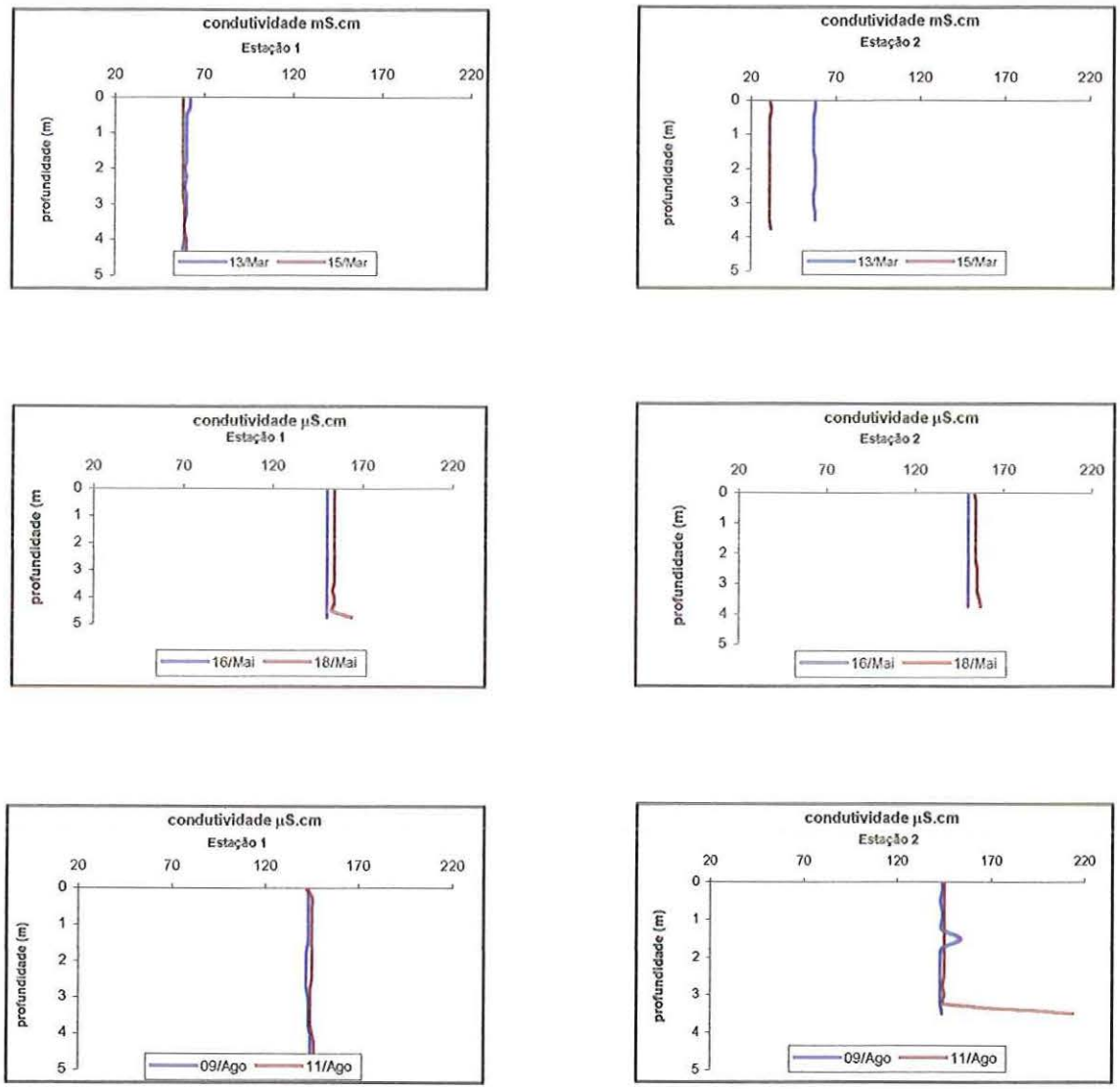
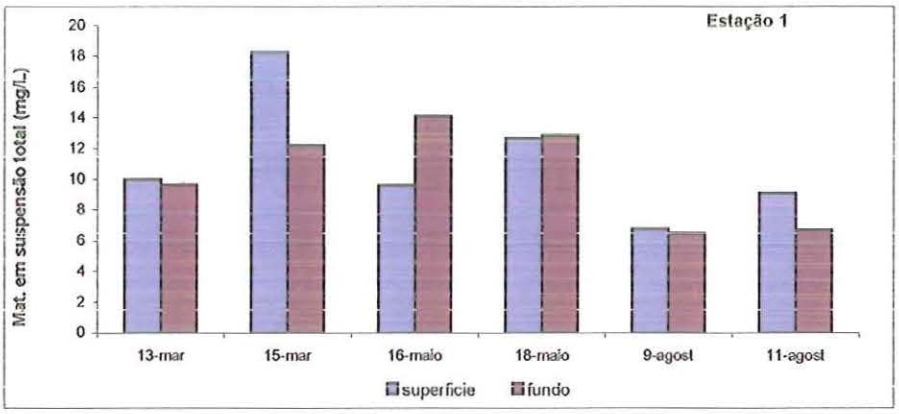


FIGURA 12 - Perfis de condutividade (µS/cm) nas estações 1 e 2 na Lagoa do Taquaral – Campinas –SP, nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

5.3.2 Material em suspensão: total, orgânico e inorgânico (mg/L)

O aumento na quantidade de material carreado para o reservatório está relacionado com a pluviosidade. No período chuvoso, a quantidade de material em suspensão total no sistema foi maior que no F. estiagem. O valor máximo observado neste período foi de 18,27 mg/L e no F. estiagem foi de 9,11mg/L (Figura 13)



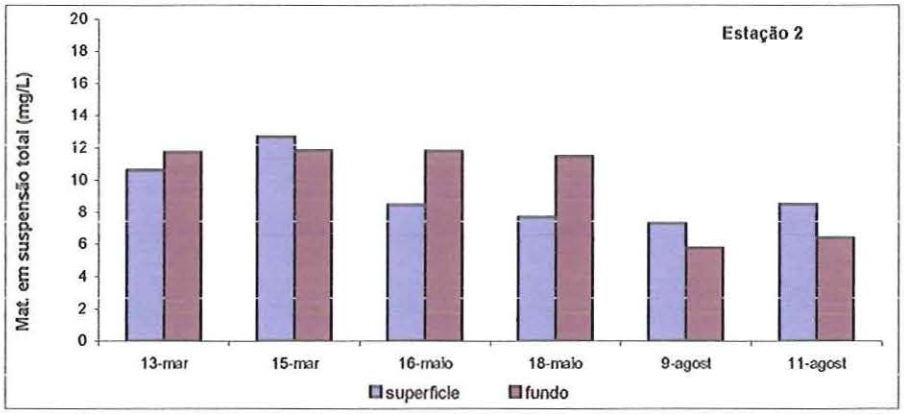


FIGURA 13 – Variação da concentração (mg/L) de material em suspensão total na Lagoa do Taquaral – Campinas – SP, nas estações 1 e 2 (superfície e fundo) nos períodos chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

A maior parte do material em suspensão total presente na Lagoa do Taquaral, tanto na superfície como no fundo e nos três períodos de coleta foi material orgânico, o que é explicado pela síntese do material orgânico autóctone (Figuras 14 e 15).

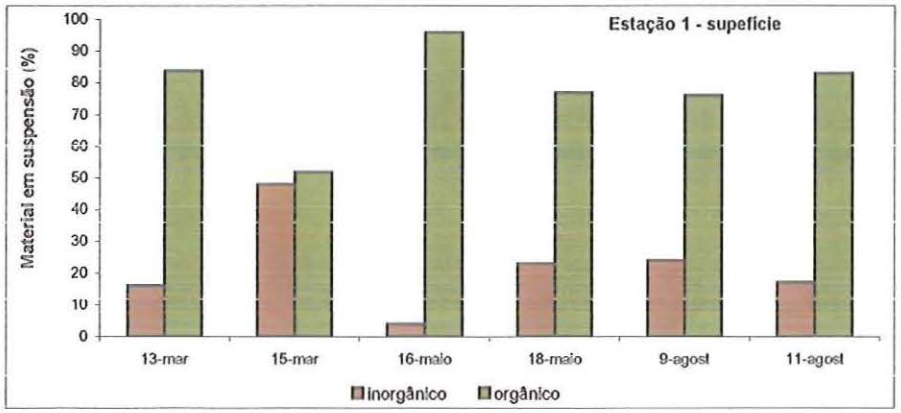
No período chuvoso, o máximo valor de material em suspensão total foi observado em 15 de março na estação 1, superfície (18,25 mg/L), sendo 52% material orgânico e 48% material inorgânico. Este foi, entre os dias de coleta, o que apresentou maior homogeneidade nas concentrações tanto de M.O como de M.I.

Este valor da concentração de material inorgânico foi o maior valor encontrado nos três períodos de coleta nas duas estações, já que para os outros dias de coleta, as concentrações não ultrapassaram 23%. O mínimo valor de material em suspensão total para este período registrou-se na estação 1, no fundo (9,62 mg/L), sendo 80% de material orgânico. Na estação 2, tanto na superfície como no fundo, os valores de material em suspensão estiveram próximos a 11,5 mg/L, representando o material orgânico mais de 80%.

No período intermediário, o máximo valor de material em suspensão total foi de 14,11 mg/L para a estação 1-fundo, sendo 87% de material orgânico. Os mínimos valores de material total foram 7,71 mg/L e 8,46 mg/L na estação 2 – superfície, em 18 e 16 de maio, respectivamente, sendo 93 % de material orgânico.

No período seco, o máximo valor de material em suspensão total foi 9,11 mg/L, na estação 1 – superfície, em 11 de agosto, sendo 83 % de material orgânico. Os mínimos valores (5,76 mg/L e 6,40 mg/L) foram encontrados na estação 2 – fundo, em 9 e 11 de agosto, respectivamente, sendo mais de 93% de matéria orgânica.

A média de material em suspensão total das coletas iniciais e finais, para os três períodos foi: período chuvoso 11,80µg/L, no intermediário 11,08 e seco 7,13.



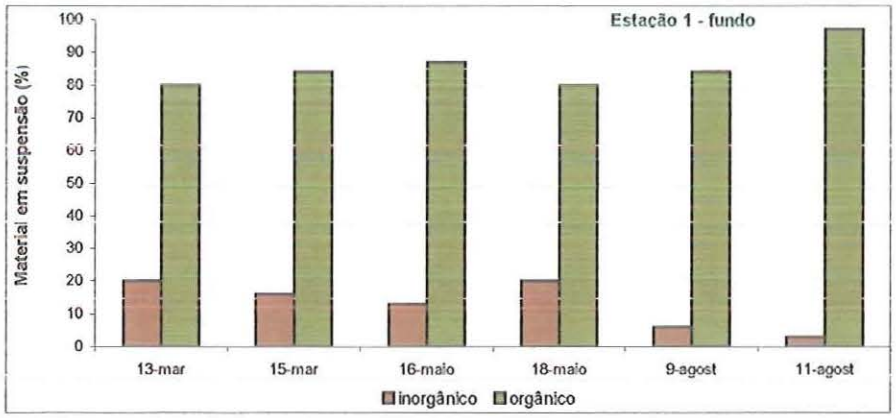
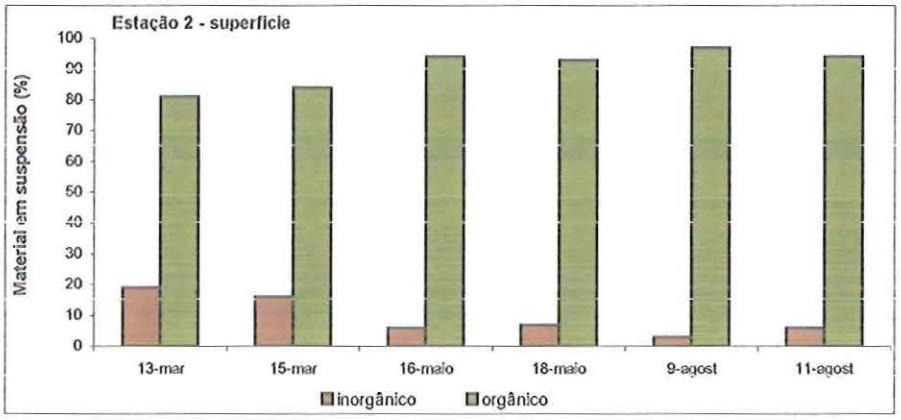


FIGURA 14 – Variação percentual da concentração de matéria orgânica e inorgânica na Lagoa do Taquaral – Campinas – SP, na estação 1 (superfície e fundo) nos períodos chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000



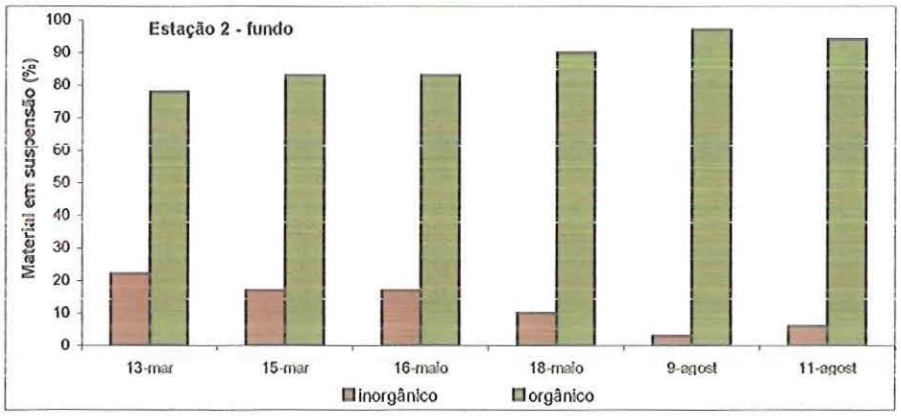


FIGURA 15 - Variação percentual da concentração de matéria orgânica e inorgânica na Lagoa do Taquaral – Campinas – SP, na estação 2 (superfície e fundo) nos períodos chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

5.3.3. Nutrientes

A caracterização química da Lagoa do Taquaral foi efetuada considerando-se os resultados obtidos nas coletas realizadas no dia da colocação das câmaras de sedimentação (13/março, 16/maio e 11/agosto), no dia da retirada das mesmas (15/março, 18/maio e 11/agosto), Tabela 9 e 10 (anexos) e com os resultados obtidos nas amostras coletadas nas câmaras de sedimentação após 48 horas de incubação (Tabela 12).

Fósforo total

No período chuvoso (13 e 15 de março), o valor máximo obtido foi 90,54 µg/L (na superfície da estação 2) em 15 de março e o mínimo valor foi 66,516 µg/L (na superfície da estação 1), no dia 13 de março.

No período intermediário (16 e 18 de maio), o máximo valor 110,69 µg/L, o qual ocorreu na estação 1 – fundo, em 16 de março, e o mínimo foi 67,62 µg/L, na estação 2 - superfície.

O período seco apresentou o máximo valor de 78,144 µg/L (no fundo da estação 1) e o mínimo de 64,46 µg/L (no fundo da estação 1), em 11 de agosto.

Em geral, a concentração média do fósforo total na água apresentou pequenas variações entre os três períodos, obtendo-se no período chuvoso uma concentração média de 82,42 µg/L, no período intermediário a maior concentração média 90,49 µg/L e no período seco foi 70,31 µg/L (Figura 16)

A média do valor da concentração de fósforo total nas câmaras de sedimentação, após 48 horas de incubação, para as duas estações, nos três períodos foi: período chuvoso 413,88 µg/L, período intermediário 272,51 µg/L, e no período seco 185,49 µg/L, valores estes muito maiores que os valores de concentração encontrados na água no início e no final dos experimentos, sendo os maiores valores encontrados no período

chuvoso, permitindo constatar que o regime pluviométrico tem grande influência sobre a distribuição do fósforo no sistema (Tabela 12)

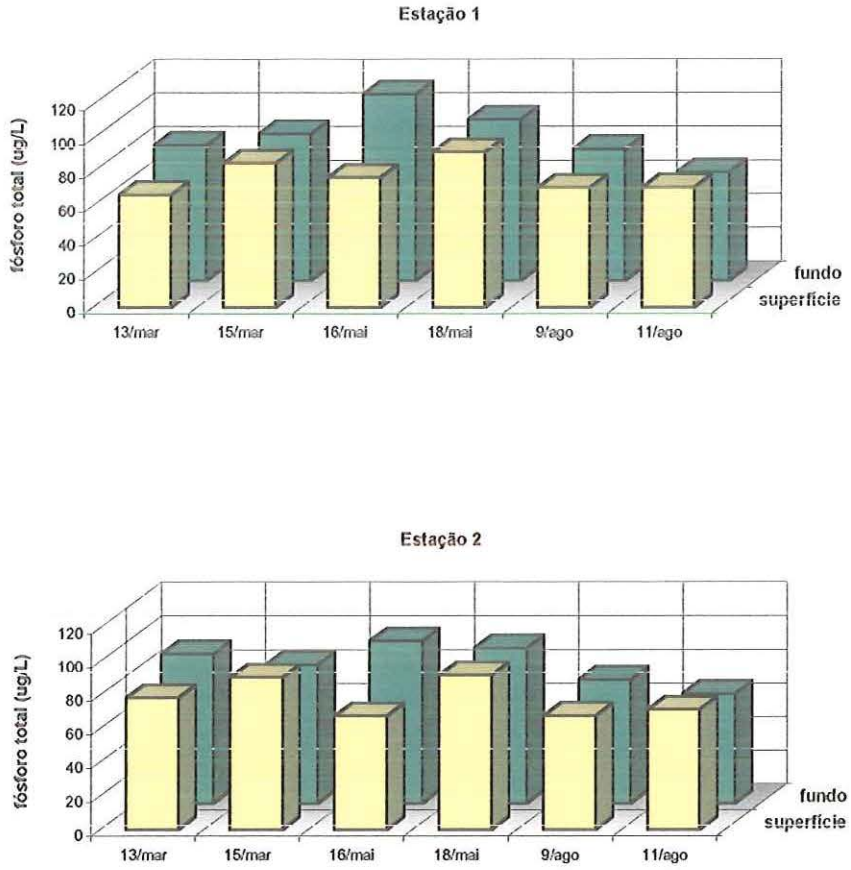


FIGURA 16 - Variação da concentração do fósforo total (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

Fosfato total dissolvido

No período chuvoso, a maior concentração de fosfato total dissolvido, 18,37 µg/l, ocorreu na estação 1- fundo, em 13 de março, e a menor concentração, 10,93 µg/L, na superfície da mesma estação, na mesma data. Já no período intermediário, a concentração de fosfato total foi maior na estação 2 - fundo (21,73 µg/L) e a mínima 16,04 µg/L na superfície desta mesma estação em 18 de maio.

O período seco apresentou sua máxima concentração (21,51 µg/L), na superfície da estação 2 e o mínimo (15,83 µg/L) na estação 1 – fundo, em 11 de agosto (Figura 17).

Em média a concentração para cada um dos três períodos foi: período chuvoso 14,46 µg/L; período intermediário 18,47 µg/L e no período seco 18,84 µg/L. caracterizando-se os períodos secos por terem concentrações mais elevadas

A média da concentração de fosfato total dissolvido nas câmaras de sedimentação para os três períodos foi: período chuvoso 19,93 µg/L, período intermediário 26,80 µg/L e período seco 25,46 µg/L, sendo estes valores só um pouco maiores que os encontrados no início e no final do experimento (Tabela 12).

Fosfato inorgânico

No período chuvoso, o maior valor observado foi 7,015 µg/L na estação 2 – fundo em 13 de março; já a mínima concentração (0,594 µg/L) ocorreu na superfície desta estação em 15 de março. O período intermediário apresentou a máxima concentração 9,25 µg/L na superfície da estação 1, em 16 de maio, e a mínima 1,56 µg/l no fundo desta mesma estação, em 18 de maio (Figura 18). No período Seco, o máximo valor (6,054 µg/L) e o mínimo (1,74 µg/L) apresentaram-se na estação 2, no fundo e na superfície, respectivamente, em 11 de agosto.

A média da concentração para cada um dos três períodos foi: período chuvoso 2,77 µg/L, período intermediário 5,31 µg/L e no período

seco 2,94 µg/L. A distribuição deste nutriente na Lagoa do Taquaral seguiu o mesmo padrão observado para o fósforo total que apresentou o maior valor médio da sua concentração no período intermediário.

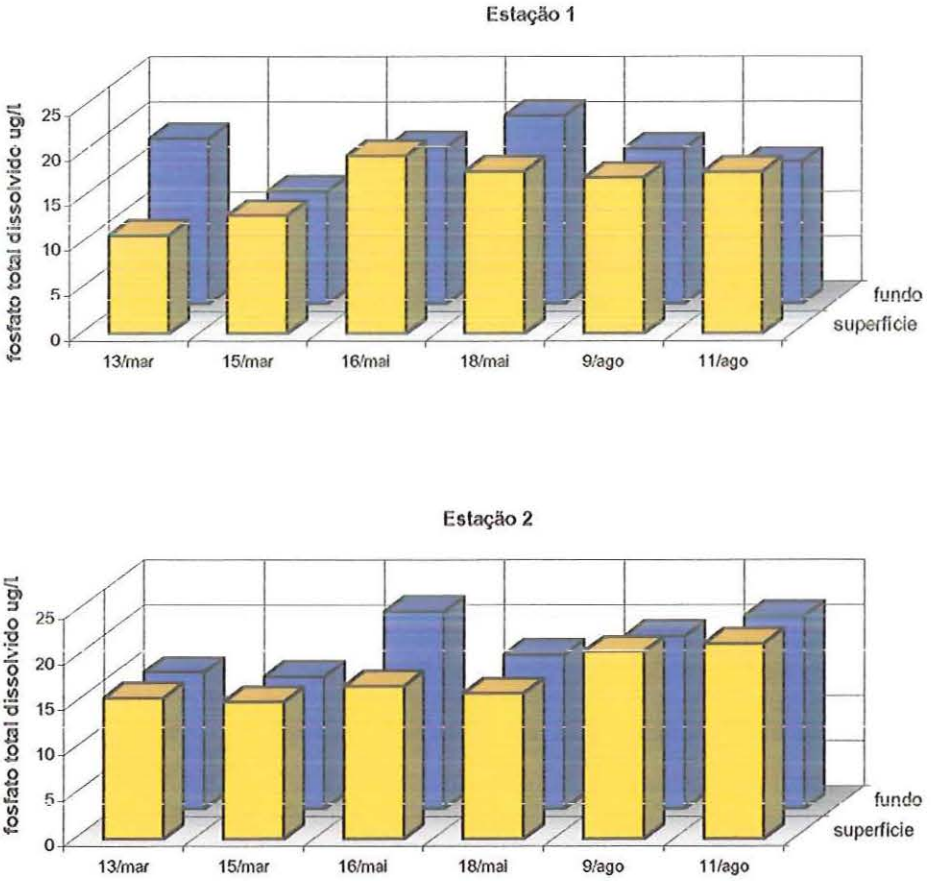


FIGURA 17 - Variação da concentração de fosfato total dissolvido (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

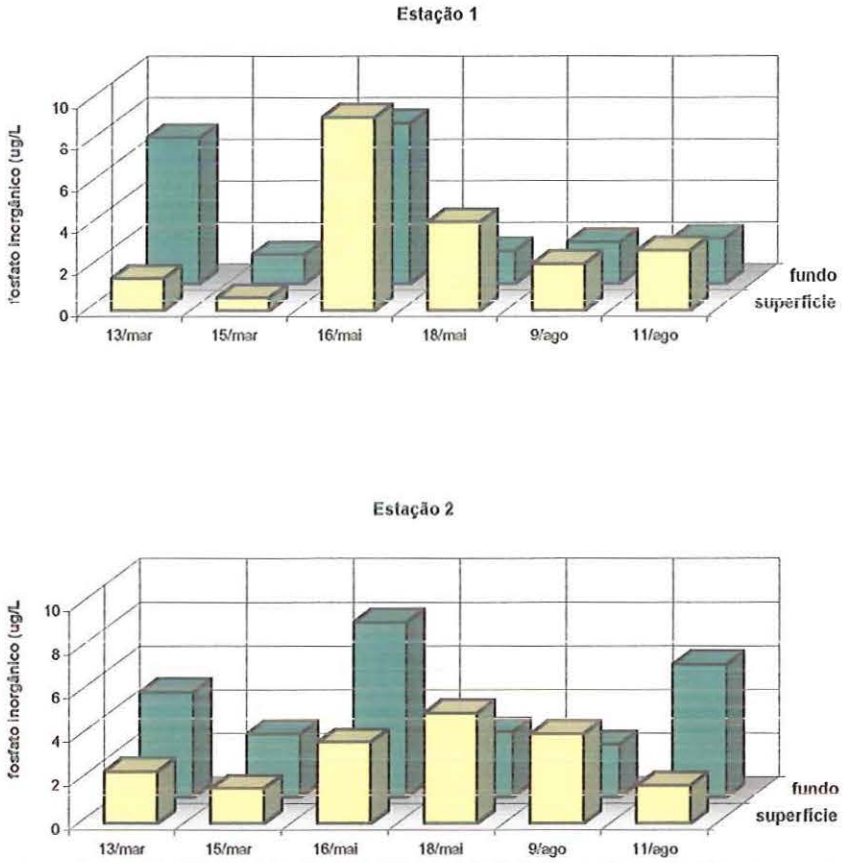


FIGURA 18 - Variação da concentração do fosfato inorgânico (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

Silicato

Os períodos: chuvoso, intermediário e seco não apresentaram grandes diferenças na concentração de silicato nas duas estações, variando aproximadamente em 0,3 mg/L. O valor médio da concentração de silicato para cada período foi: 2,68 mg/L, 3,38 mg/L e 2,30 mg/L, respectivamente (Figura 19).

A concentração média de silicato nas câmaras de sedimentação para os três períodos foi: período chuvoso 2,83 µg/L, período intermediário 2,45 µg/L e período seco 2,37 µg/L (Tabela 12) , valores estes que foram muito similares aos das coletas iniciais e finais da água da lagoa e até menores, como no período intermediário.

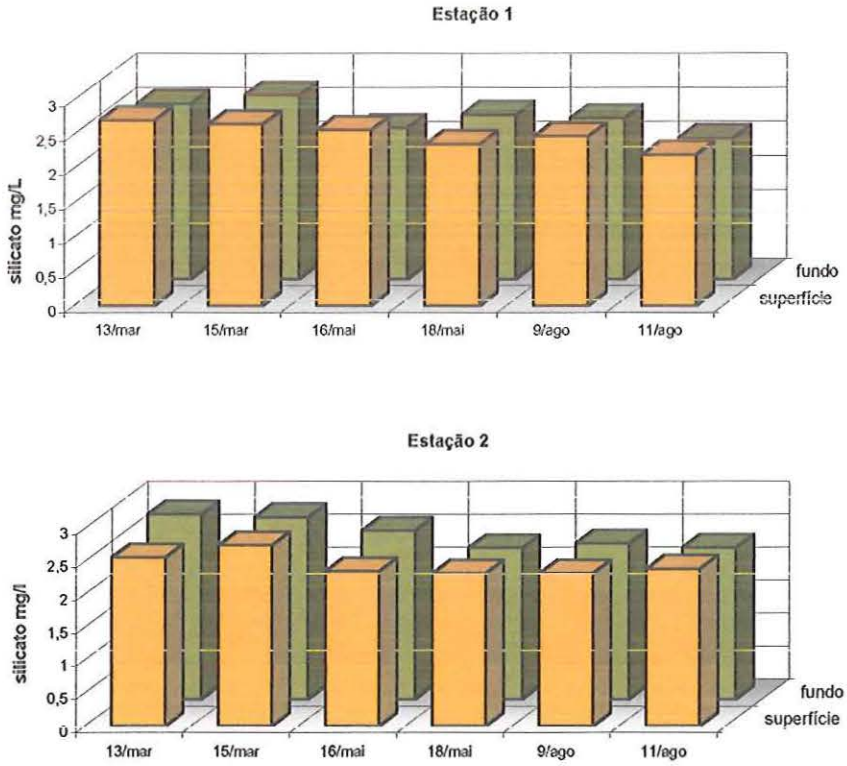


FIGURA 19 - Variação da concentração de silicato (mg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março); intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

TABELA 12 - Valores de fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico, silicato, nitrato, nitrito, amônio, material em suspensão, clorofila e feofitina, obtidos nas câmaras de sedimentação após 48 horas de incubação, na Lagoa do Taquaral – Campinas SP nos períodos: chuvoso (15 de março), intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto) do 2000

	Período chuvoso 15/março			Período I. estiagem 18/maio			Período F. estiagem 11/agosto		
	E1	E2	média	E1	E2	média	E1	E2	média
Fósforo total µg/L	435,03	392,413	413,88	306,6	238,43	272,51	193,89	177,09	185,49
Fosfato total dissolvido µg/L	18,59	21,28	19,93	26,22	27,39	26,80	24,06	26,87	25,46
Fosfato inorgânico µg/L	6,02	1,27	3,64	5,65	11,12	8,38	5,70	5,94	5,82
Silicato mg/L	2,86	2,81	2,83	2,44	2,47	2,45	2,50	2,24	2,37
Nitrato µg/L	343,41	445,92	394,66	685,19	737,26	711,22	432,46	647,49	539,97
Nitrito µg/L	56,69	42,63	49,66	41,96	44,69	43,32	33,82	46,53	40,12
Amônio µg/L	26,16	28,55	27,35	579,97	590,07	585,0	510,18	460,47	485,32
Clorofila a µg/L	507,78	193,90	350,84	119,97	63,24	91,60	53,94	115,78	84,86
Feofitina µg/L	20,92	57,05	38,98	147,59	129,45	138,52	51,52	35,08	43,30
Material em suspensão: Total mg/L	97,60	90,300	93,95	71,63	48,86	60,25	10,56	41,82	26,19
M. Orgânica mg/L	52,85	46,45	49,69	38,67	27,03	32,94	9,36	27,32	18,34
M. Inorgânica mg/L	44,75	43,85	44,30	32,76	21,83	27,29	1,2	14,5	7,85

Nitrato

No período chuvoso, as concentrações de nitrato foram muito homogêneas para as duas estações de coleta, tanto no fundo como na superfície, com valores entre 430 µg/L e 485 µg/L. Já para o período intermediário, os valores foram maiores que os encontrados no período chuvoso, sendo a máxima concentração (767 µg/L) obtida na superfície da estação 1, em 18 de maio, e a mínima (648 µg/L) no fundo da estação 2 (16 de maio) (Figura 20).

O período seco apresentou a máxima concentração (754 µg/L) na superfície da estação 2, em 11 de agosto, e a mínima (628 µg/L) na superfície da estação 1, em 11 de agosto.

Os valores médios da concentração de nitrato nos três períodos foram: período chuvoso 465,52 µg/L, intermediário 721,91 µg/L e seco 687,94 µg/L.

A concentração média nas câmaras de sedimentação, após 48 horas de incubação, foi: período chuvoso 394,66µg/L, período intermediário 711,22 µg/L e período seco 539,97 µg/L (Tabela 12), valores estes mais baixos que os valores das coletas iniciais e finais na água.

Nitrito

No período chuvoso, as concentrações de nitrito estiveram entre 31 µg/L (estação 1 superfície e fundo em 15 de março) e 35 µg/L (estação 2 superfície e fundo em 15 de março). Já no período intermediário, as concentrações estiveram entre 35 µg/L (estação 2 superfície – 16 de maio) e 43 µg/l (estação 2 superfície 16 – 18 de maio). No período seco, as concentrações variaram entre 40,79µg/L (estação 1 superfície – 11 de agosto) e 47,59 µg/L (estação 2 superfície – 11 de agosto), (Figura 21).

A média da concentração de nitrito para cada período foi: 33,81 µg/L no período chuvoso, 40,36 µg/L no período intermediário e 45,74 µg/L no período seco. A média da concentração de nitrito nas câmaras de sedimentação foi: período chuvoso 49,66 µg/L, período intermediário

43,32 µg/L e período seco 40,12 µg/L. As concentrações diferem dos valores das coletas iniciais e finais, sendo que os valores mais elevados foram observados no período chuvoso.

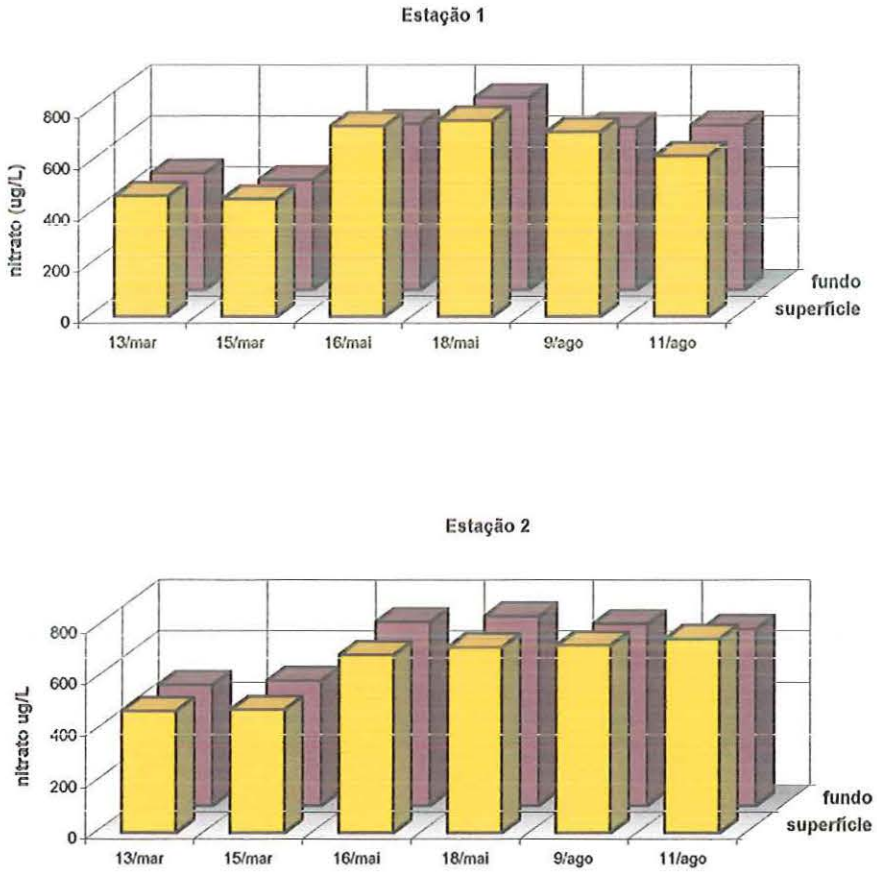


FIGURA 20 – Variação da concentração de nitrato (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

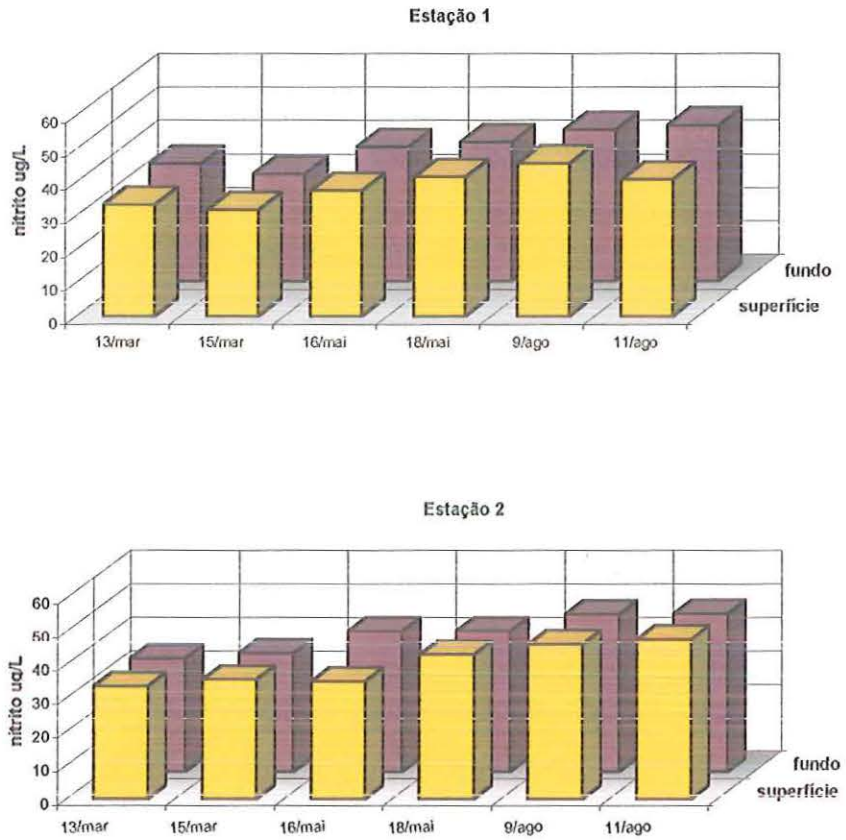


FIGURA 21 – Variação da concentração de nitrito (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

Íon amônio

No período chuvoso, o maior valor para o amônio foi 38,76 µg/L (estação 1 - fundo em 13 de março) e o mínimo 20, 87 µg/L (estação 2 – superfície em 15 de março). Já no período intermediário, verificou-se os valores mais elevados, sendo que o máximo valor (642,15 µg/L) e o mínimo (405,65 µg/L) se deram na estação 1 em 16 de maio, no fundo e na superfície, respectivamente. Pode-se verificar uma grande diferença entre as concentrações do período chuvoso e intermediário .

O período seco também apresentou grande diferença entre as concentrações do período chuvoso, sendo seu máximo valor (493,35 µg/L) obtido no fundo da estação 1, em 11 de agosto, e o mínimo 253,17 µg/L na superfície da estação 1, em 9 de agosto (Figura 22).

A concentração média de amônio para cada período foi : período chuvoso 29,55 µg/L; intermediário 539,57 µg/L e no período seco 379,11 µg/L, Nas câmaras de sedimentação, a concentração média de amônio foi: período chuvoso 27,35 µg/L, intermediário 585,0 µg/L e seco 485,32 µg/L, valores estes muito similares aos encontrados nas coletas iniciais e finais.

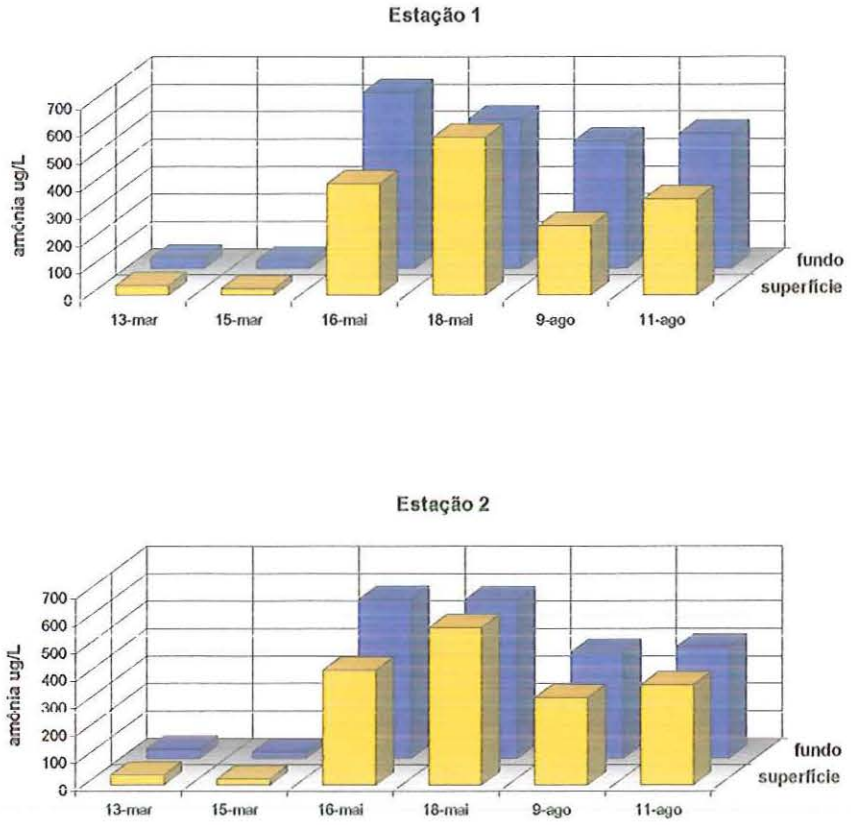


FIGURA 22 – Variação da concentração do íon amônio (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2 nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

5.4 Fatores Bióticos

Clorofila *a*

O período chuvoso apresentou a máxima concentração de clorofila *a* (74,4 µg/L) na superfície da estação 1 (15 de março), e a mínima (25,57 µg/L) no fundo da estação 1 (13 de março) (Figura 23). No período intermediário, a máxima concentração (32,55 µg/L) ocorreu na estação 1, superfície, em 18 de maio e na estação 2 fundo, em 16 de maio; a mínima (13,485 µg/L) na estação 1 superfície em 16 de maio. No período seco, a máxima (35,34 µg/l) ocorreu na superfície da estação 1, em 9 de agosto e a mínima (21,39 µg/L) na superfície desta mesma estação, em 11 de agosto.

O valor médio da concentração de clorofila para cada período foi: período chuvoso 41,42 µg/L; período intermediário 23,59 µg/L e período seco 28,71 µg/L. Nas câmaras de sedimentação, a concentração média de clorofila foi: período chuvoso 350,84 µg/L, período intermediário 91,60 µg/L e período seco 84,66 µg/L, valores estes muito mais elevados que os encontrados nas coletas iniciais e finais. Estas médias demonstram que a máxima produção de clorofila ocorre no período chuvoso.

Feofitina

O período chuvoso apresentou o máximo valor da concentração de feofitina (48,82 µg/L) no fundo da estação 1, em 15 de março, e o mínimo (10,69 µg/L) na superfície da estação 2, em 15 de março. Já o período intermediário apresentou seu máximo valor em 18 de maio, no fundo da estação 2 (50,45 µg/L) e o mínimo 19,94 µg/L na superfície da estação 2 em 16 de maio, (Figura 29).

No período seco o máximo valor (22,13 µg/L) ocorreu na estação 1 fundo, em 9 de agosto, e o mínimo 9,3 µg/L na estação 2, superfície, em 9 de agosto

O valor médio da concentração para cada período foi: período chuvoso (31,28 µg/L), período intermediário (42,39 µg/L) e período seco (17,05 µg/L).

Nas câmaras de sedimentação, a concentração média de feofitina foi: período chuvoso (38,98 µg/L), período intermediário (138,52 µg/L) e período seco (43,31 µg/L), valores estes um pouco mais altos que os encontrados nas coletas iniciais e finais, exceto no período intermediário, quando a concentração foi muito mais elevada, o que caracteriza um sistema com alta taxa de decomposição.

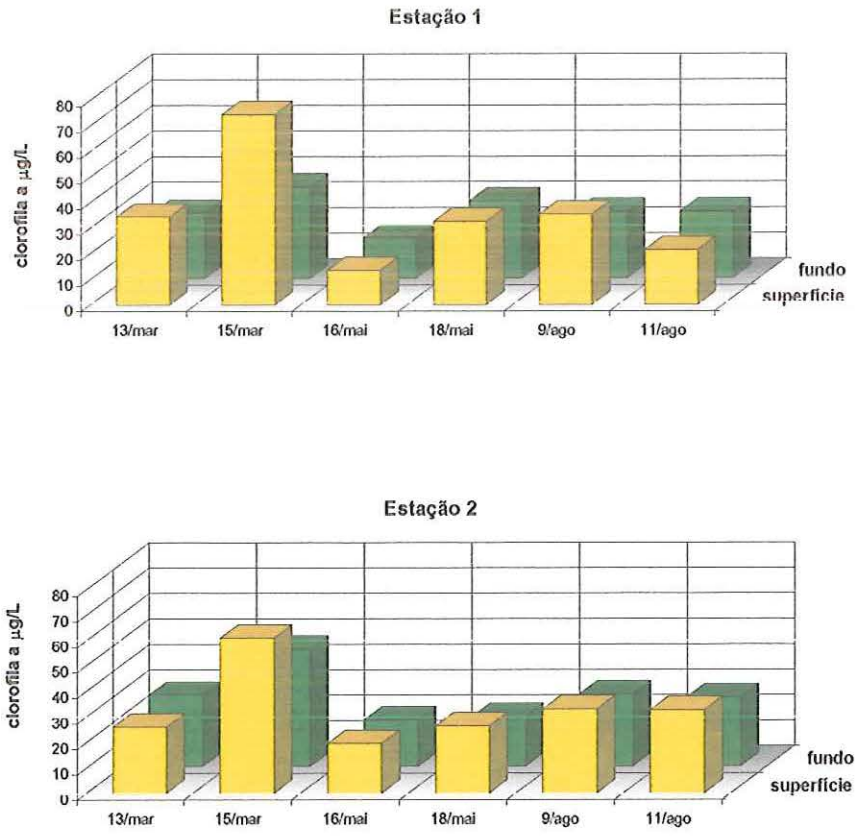


FIGURA 23 – Variação da concentração de clorofila ***a*** (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2, nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000.

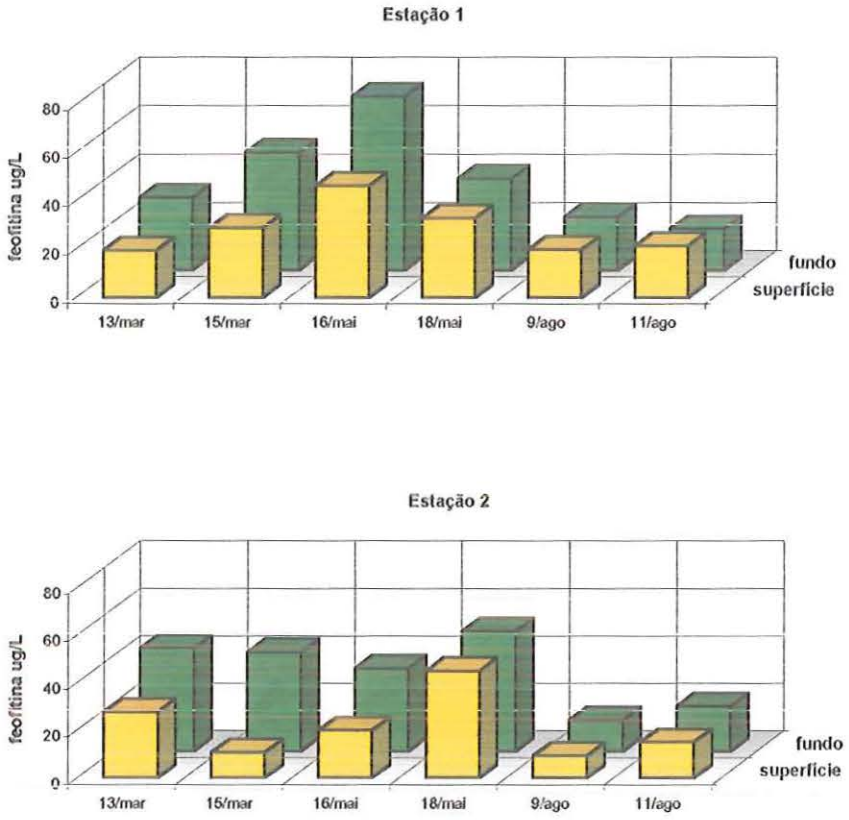


FIGURA 24 – Variação da concentração de feofitina (µg/L) na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), na estação 1 e 2, nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000.

5.5 Estrutura da comunidade fitoplanctônica

Na Lagoa do Taquaral, nas amostragens realizadas, a comunidade fitoplanctônica esteve representada por 26 táxons, sendo 10 identificados a nível específico e 16 a nível genérico.

Os táxons estiveram distribuídos nas seguintes divisões: Cyanophycea, compreendendo 6 táxons, Chlorophyceae com 10 táxons, Bacillariophyceae com 5 táxons, Zygnemaphyceae com 4 táxons e Dinophyceae com 1 táxon.

A seguir, é apresentado o enquadramento taxonômico da comunidade fitoplanctônica.

Divisão Cyanophyta

Classe Cyanophyceae

Ordem Chroococcales

Família Chroococcaceae

Gomphosphaeria sp.

Microcystis aeruginosa

Microcystis sp.

Família Nostocaceae

Raphydiopsis sp.

Família Oscillatoriaceae

Lyngbya sp.

Oscillatoria sp.

Divisão Chlorophyta

Classe Chlorophyceae

Ordem Chlorococcales

Família Oocystaceae

Ankistrodesmus sp.

Monoraphydium sp.

Família Scenedesmaceae

Actinastrum sp.

Scenedesmus acuminatus

Scenedesmus protuberans

Scenedesmus sp.

Família Dictyosphaeriaceae

Dictyosphaerium sp.

Família Hidrocdictyaceae

Pediastrum duplex

Pediastrum simples.

Pediastrum tetras

Classe Zygnemaphyceae

Ordem Zygnematales

Família Desmidiaceae

Staurastrum sp.

Staurastrum volans

Staurastrum sebaldi

Staurodesmos sp.

Divisão Pyrrophyta

Classe Dinophyceae

Ordem Peridiniales

Família Peridiniaceae

Peridinium sp.

Divisão Crysophyta

Classe Bacillariopyceae

Ordem Centrales

Família Thalassiosiraceae

Aulacoseira granulata

Aulacoseira ambígua

Aulacoseira sp.

Família Eunotiacea

Eunotia sp.

Família Rhizosolenaceae

Rhizosolenia sp.

5.5.1 Abundância relativa dos organismos fitoplanctônicos na Lagoa do Taquara.

As Figuras 25 e 26 mostram as variações da abundância relativa (%) dos diferentes organismos fitoplanctônicos presentes nas estações 1 e 2, respectivamente.

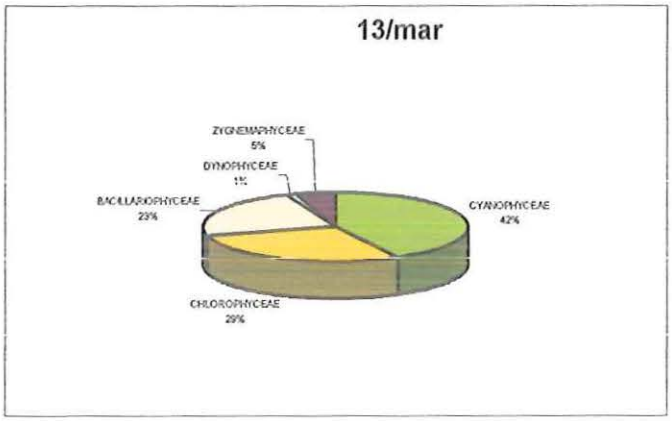
A classe Cyanophyceae foi a mais representativa para a Lagoa do Taquaral, com valores acima de 42% na amostragem realizada no período chuvoso (13/março) e seco (9 agosto), nas duas estações. No período intermediário (16/maio), apresentou valores de 20% na estação 1 e 18% na estação 2.

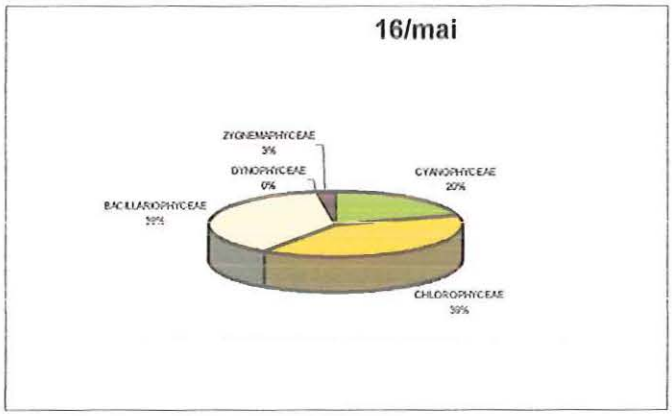
O segundo grupo mais abundante foi o das Chlorophyceae, com 39% para a estação 1 e 42% para a estação 2, no período intermediário, e com valores superiores a 18% nas outras épocas de coleta, em ambas estações.

A classe Bacillariophyceae também foi abundante, com 38% em ambas estações, no período chuvoso, e com valores superiores a 14% nas outras épocas de coleta e nas duas estações.,

As Dynophyceae e Zygnemaphyceae apresentaram baixa abundância relativa, com valores de 0,3% a 3% e 1,4% a 3,4% respectivamente, nos três períodos e nas duas estações.

Estação1





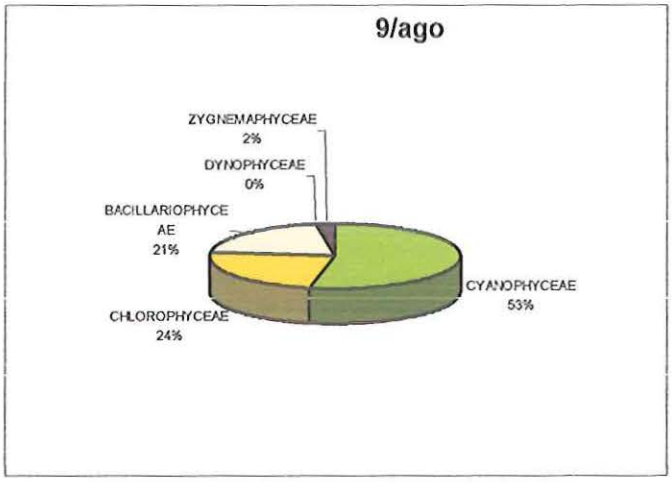
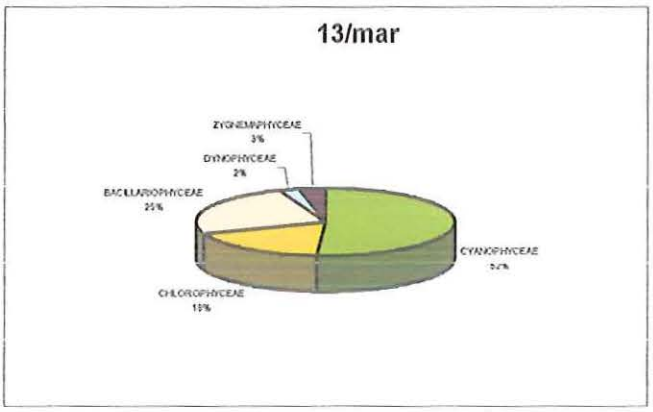
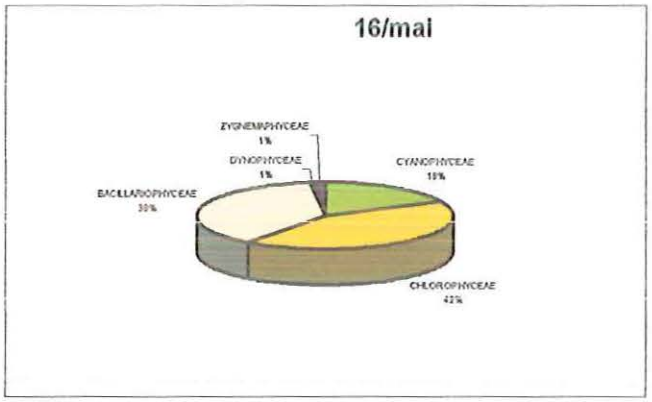


FIGURA 25 – Abundancia relativa (%) das classes dos organismos fitoplanctônicos para a estação 1 da Lagoa do Taquaral, durante os três períodos de coleta: chuvoso (13/março), intermediário (18/maio) e seco (9/agosto) de 2000

Estação 2





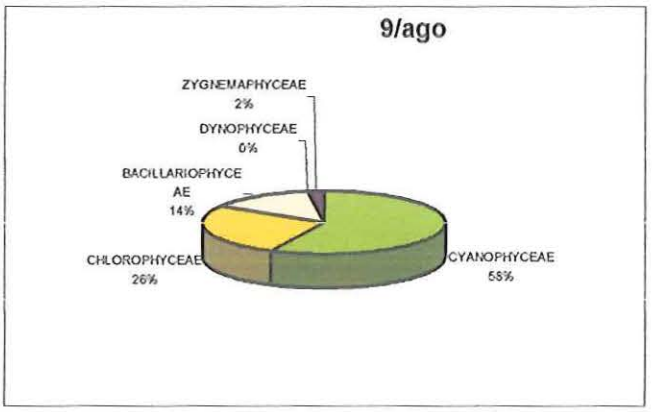


FIGURA 26 – Abundância relativa (%) das classes dos organismos fitoplanctônicos para a estação 2 da Lagoa do Taquaral, durante os três períodos de coleta, chuvoso (13/março), I. estiagem (18/maio) e F. estiagem (9/agosto) de 2000.

Para o período chuvoso, as espécies de cianofíceas que apresentaram os mais altos valores de abundância relativa foram: *Microcystis aeruginosa,* com 30,55% na estação 1 e 25,24% na estação 2. *Microcystis sp.* apresentou valores de 11,27% na estação 1 e 14,7% na estação 2

Quanto às espécies mais abundantes das clorofíceas, encontrou-se: *Pediastrum simplex,* com 8,73%, na estação 1 e 7,35% na estação 2; *Scenedesmus sp.* com 3,64% na estação 1 e 6,07% na estação 2.

Dentre as bacilarioficeas, destaca-se *Aulacoseira granulata,* com 13,09% na estação 1 e 19,81% na estação 2, seguida por *Aulacoseira sp.* com 6,55% na estação 1 e 6,39% na estação 2, e *Aulacoseira ambígua* com 3,27% na estação 1 e 4,47% na estação 2.

Para as classes Dynophyceae e Zygnemaphyceae os valores foram muito baixos, menores que 3%.

No período intermediário, as espécies de cianoficeas mais abundantes foram: *Microcystis aeruginosa* com 6,17% na estação 1 e 5,9% na estação 2, valores mais baixos que os encontrados para o período chuvoso e seco, e *Raphydiopsis sp* com 9,42% para a estação 1 e 9,72% na estação 2.

Dentre as cloroficeas, as espécies mais abundantes foram *Scenedesmus sp.*, com 14,29% na estação 1, e 13,54% na estação 2, sendo estes valores superiores aos encontrados nos períodos chuvoso e seco; *Pediastrum simplex* com 5,84% para a estação 1 e 9,03% para a estação 2.

Das baciarioficeas, destacam-se *Aulacoseira granulata,* com 17,21% para a estação 1 e 22,22% para a estação 2, *Aulacoseira sp.* com 12,66% na estação 1 e 9,38% na estação 2, e *Aulacoseira ambígua* com 3,57% na estação 1 e 6,25% na estação 2.

No período seco, *Microcystis aeruginosa* voltou a ser a mais abundante (28,75% na estação 1 e 38,80% na estação 2). Já *Aulacoseira granulata* obteve 10% nas duas estações. Em conclusão, as cianoficeas foram mais abundantes no período chuvoso (março) e seco

(agosto). Já no período intermediário, foram as bacilarioficeas e cloroficeas as mais abundantes.

5.5.2 – Densidade numérica dos organismos fitoplânctônicos na Lagoa do Taquaral

A Figura 27 mostra as variações da densidade numérica das classes dos organismos fitoplânctônicos nas duas estações na Lagoa do Taquaral, durante os três períodos de coleta.

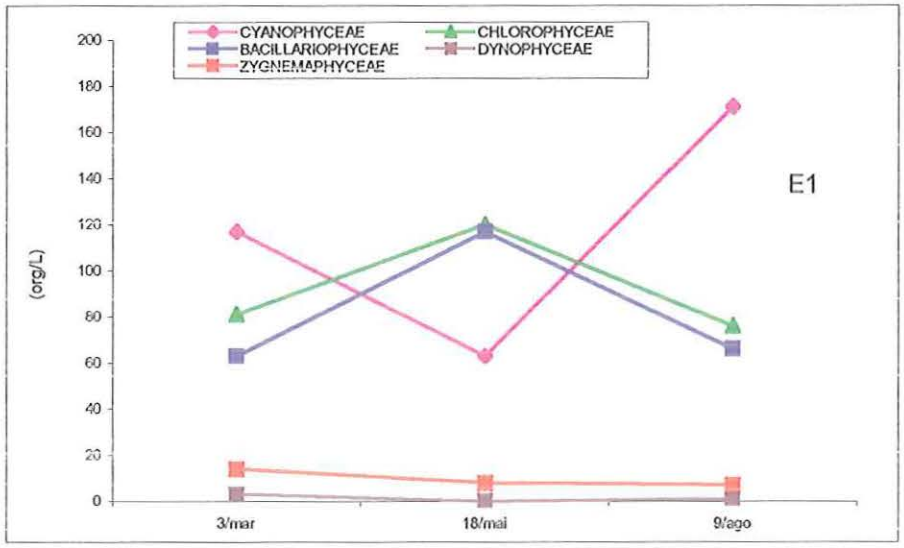
Para os períodos: chuvoso, intermediário e seco os valores máximos registrados para a comunidade fitoplanctônica foram $3,20*10^8$ org./L para a estação 1 e $3,17*10^8$ org/L na estação 2, no período de seco.

O mínimo valor foi $2,75*10^8$ org/L, na estação 1, durante o período chuvoso.

As cianofíceas apresentoram valores de densidade numérica mais altos durante dois períodos de coleta, o chuvoso e o seco, enquanto que as bacilarioficas e cloroficeas apresentaram valores maiores de densidade no período intermediário.

O valor máximo de densidade das cianoficeas, $1,82*10^8$ org/L, ocorreu na estação 2, no período de seco; o máximo valor das bacilarioficeas, $1,17*10^8$ org/L, ocorreu na estação 1, no período I, estiagem e o máximo para as cloroficeas, $1,23*10^8$ org/L, na estação 2, para o período I. estiagem.

Os mínimos valores de densidade para as três classes mais representativas, numericamente, foram: cianoficeas $5,2*10^7$ org/L, na estação 2, no período intermediário; bacilarioficeas $4,5*10^7$ org/L, na estação 2, no período seco; e cloroficeas $5,9*10^7$ org/L, na estação 2, no período chuvoso.



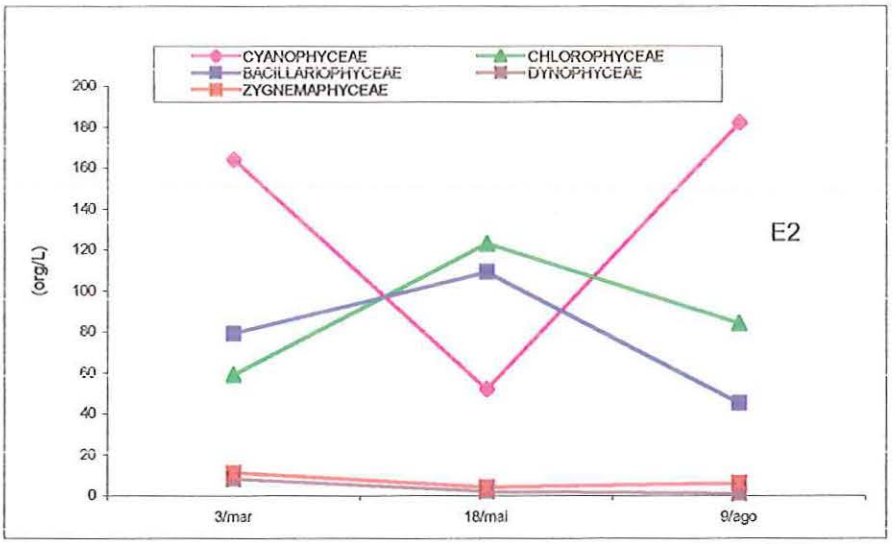


FIGURA 27 – Densidade numérica das classes fitoplanctônicas nas duas estações de coleta na Lagoa do Taquaral, durante os três períodos de coleta: chuvoso (13/março), intermediário (16/maio) e seco (9/agosto) de 2000

5.6 Comunidade zooplanctônica

5.6.1 Abundância relativa (%) dos grupos componentes do zooplâncton

A (Figura 28) mostra as variações de abundância relativa dos grupos componentes do zooplâncton presentes nas duas estações da Lagoa do Taquaral, para o período chuvoso (13 de março), período intermediário (18 de maio) e período seco (9 de agosto) de 2000.

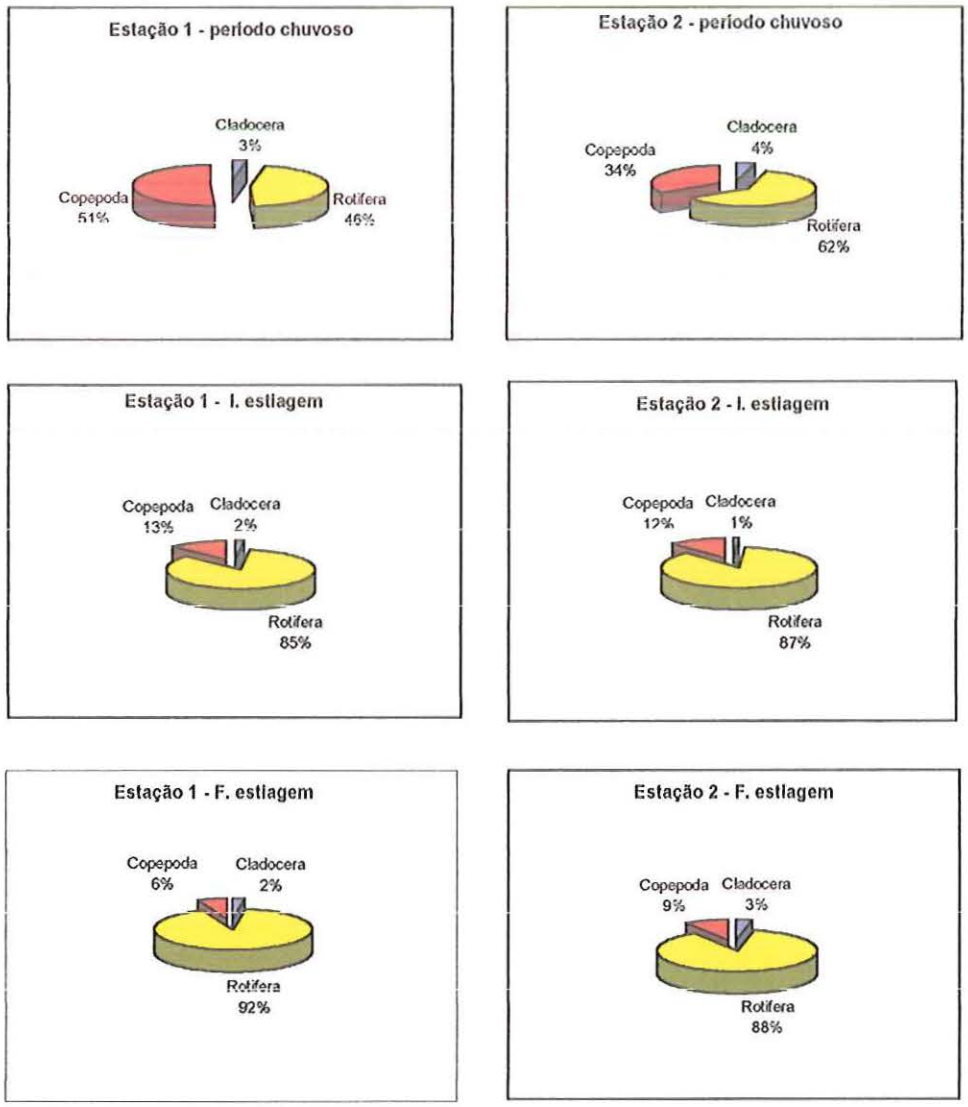


FIGURA 28 – Contribuição percentual de Copepoda, Cladocera e Rotifera, na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, nos períodos chuvoso, intermediário, e seco de 2000

No período chuvoso, na estação 1, pode-se notar que os copepodos e rotiferos tiveram uma representatividade de 51% e 46%, respectivamente. Já os cladoceros apresentaram valores baixos (3%). Com relação à estação 2, para este período, os rotiferos representaram 62% do total, os copepodos 34% e cladoceros 4%.

No período intermediário, na estação 1, os rotiferos representaram 85% do total, enquanto os copepodos, 13%. A participação dos cladoceros foi de 2%, valores estes muito similares aos da estação 2, onde rotiferos contribuíram com 87% do total, copepoda com 12% e cladocera com 1% , sendo esta a menor representatividade de um grupo no plâncton da Lagoa do Taquaral, nos três períodos de estudo.

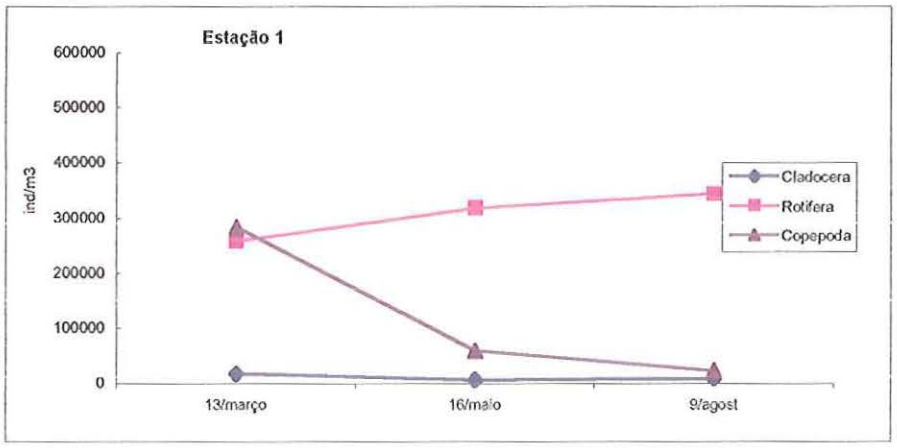
Para o período seco, observando-se a Figura 28, verifica-se que os rotiferos contribuiram na estação 1, com 92% do total, sendo esta a máxima representatividade em abundância relativa de um grupo durante o período de estudo. Oa copepodos apresentaram um valor de abundância relativa de 6% e os cladoceros um valor de 2%. Na estação 2, os rotiferos contribuíram com 88% do total, os copépodos com 9% e os cladóceros com 3%.

6.2 Densidade numérica dos organismos zooplanctônicos na Lagoa do Taquaral

A Figura 29 mostra a distribuição de Cladocera, Rotifera e Copepoda na Lagoa do Taquaral, nos períodos: chuvoso (13 de março), intermediário (16 de maio) e seco (9 de agosto) de 2000.

A Figura 30 mostra as variações de densidade numérica (ind/m^3) dos diferentes organismos zooplanctônicos, nas duas estações, durante os três períodos de coleta, agrupada em Rotifera, Cladocera e Copepoda.

Considerando-se a análise da comunidade zooplanctônica na Lagoa do Taquaral, observa-se que os grupos mais abundantes no sistema foram os rotiferos, nos períodos intermediário (16 de maio) e seco (9 de agosto); já no período chuvoso, foram os rotiferos e copepodos.



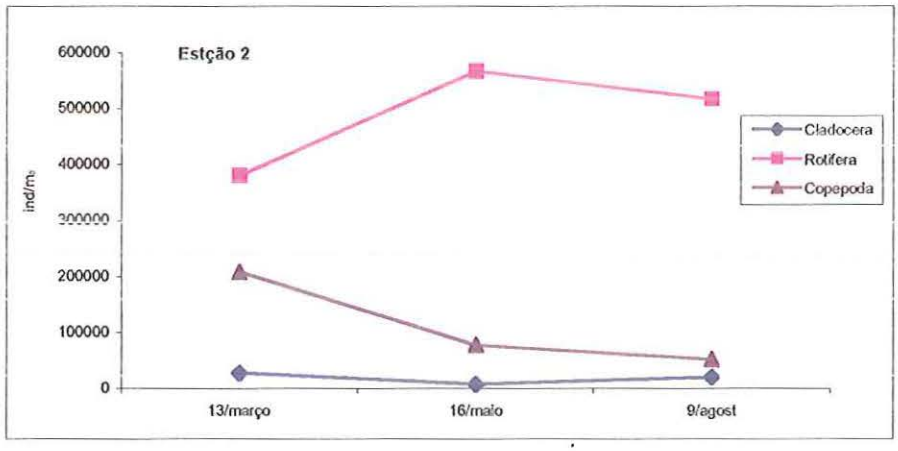
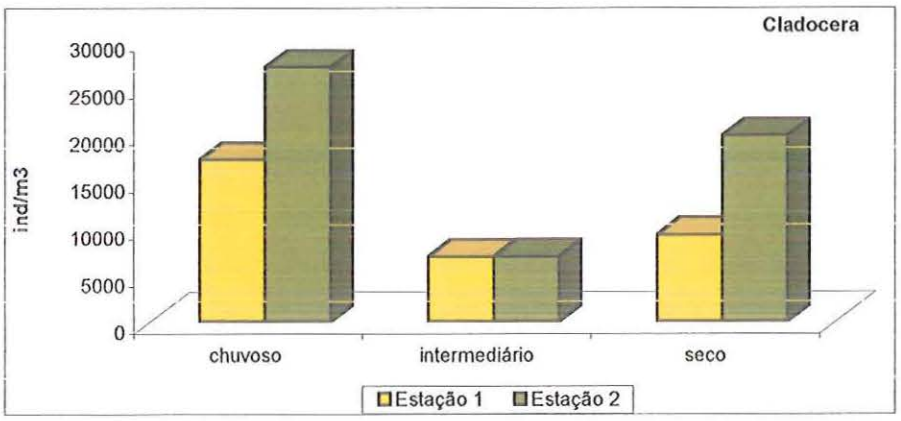
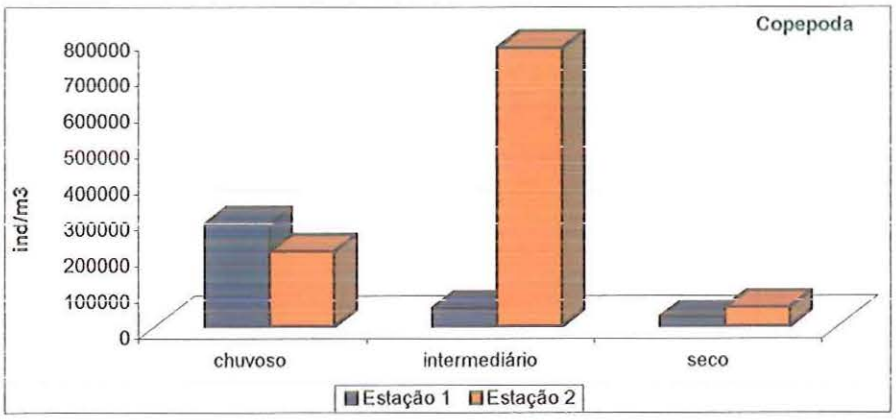


FIGURA 29 – Variações da densidade numérica (ind/m^3) dos grupos zooplanctônicos nas duas estações de coleta na Lagoa do Taquaral, no período chuvoso (13/março), intermediário (16/maio) e seco (9/agosto) de 2000





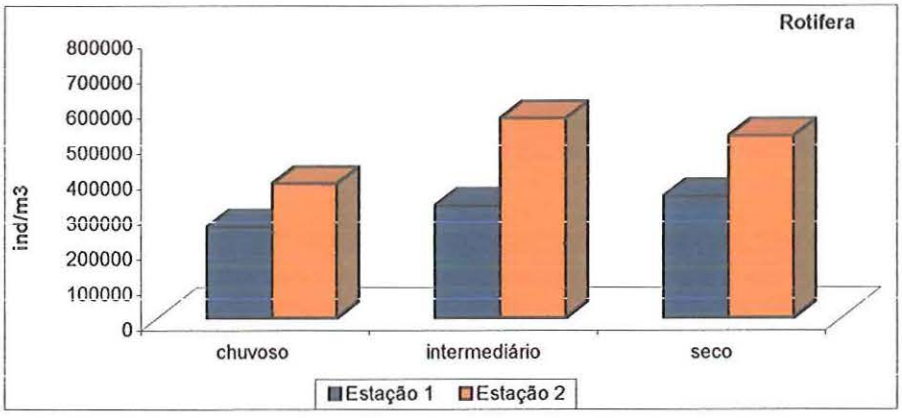


FIGURA 30 – Distribuição de Cladocera, Rotifera e Copepoda na Lagoa do Taquaral na estação 1 e 2, nos períodos chuvoso (13 de março), intermediário (16 de maio) e seco (9 de agosto) de 2000

O grupo Cyclopoida, com uma única espécie, *Thermocyclops decipiens,* foi o único representante dos copepodos presente na Lagoa do Taquaral, durante os três períodos de coleta. O grupo Calanoida não foi encontrado. No período chuvoso, os copépodos apresentaram maior abundância relativa na estação 1, com 283.785 ind/m^3, sendo 240.452 (ind/m^3) representados pela fase nauplios, 32.684 (ind/m^3) pelos copepoditos e 10.649 (ind/m^3) pelos adultos. Neste mesmo período e na estação 2, sua densidade foi 207.797 (ind/m^3).

Os rotíferos apresentaram a maior abundância de organismos nas duas estações de coleta durante os períodos: intermediário com 317.570 (ind/m^3) na estação 1, 566.038 (ind/m^3) na estação 2, e no período seco com 343.672 (ind/m^3) na estação 1 e 516.509 (ind/m^3) na estação 2. No período chuvoso, na estação 2, sua densidade foi de 380.377 (ind/m^3).

Os cladoceros apresentaram uma baixa densidade numérica, sendo seu máximo valor alcançado, no período chuvoso, na estação 2, com 26.990 (ind/m^3).

No período intermediário, ocorreram os menores valores de densidade numérica: 6.854 (ind/m^3), e 6.886(ind/m^3) nas estações 1 e 2, respectivamente.

A estação com maior densidade de organismos das três classes sempre foi a estação 2, nos três períodos de coleta, correspondendo à estação de coleta menos profunda.

5.7 Caracterização do sedimento da Lagoa do Taquaral

A caracterização do sedimento foi realizada somente para dois períodos: período chuvoso (15 de março) e período seco (11 de agosto)

5.7.1 Matéria orgânica e inorgânica do sedimento

A matéria orgânica apresentou uma distribuição homogênea nas duas estações, com uma pequena redução nos primeiros 5 cm (20 %) das estações 1 e 2, até os 40 cm de profundidade (18%) estação 2 e (17%) da estação 1.

A matéria inorgânica apresentou valores muito maiores que os da matéria orgânica e um comportamento inverso da superfície para o fundo, com um pequeno aumento em porcentagem nos primeiros 5 cm (80%) estações 1 e 2, até os 40 cm (82%) da estação 2 e (84%) da estação 1. (Figura 31)

Os valores de matéria orgânica e inorgânica nos dois períodos de coleta foram muito similares para as duas estações.

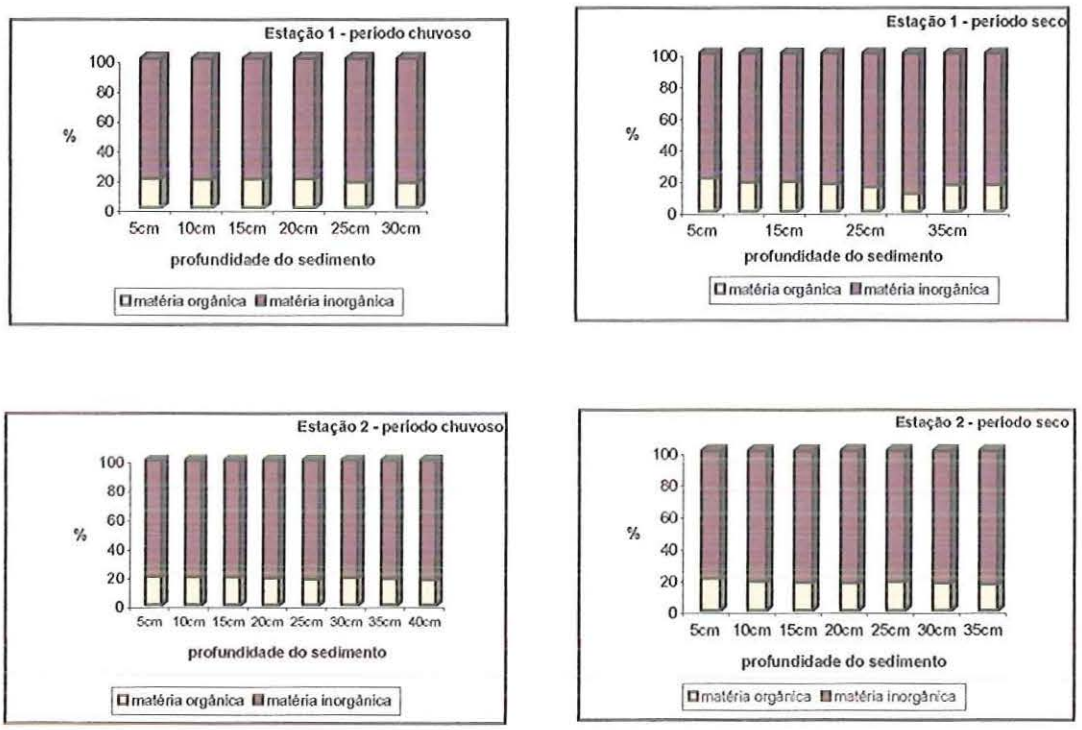


FIGURA 31 – Variação da porcentagem da matéria orgânica e inorgânica no sedimento da Lagoa do Taquaral – Campinas – SP nas estações 1 e 2, nos períodos chuvoso (15 de março) e seco (11 de agosto) de 2000

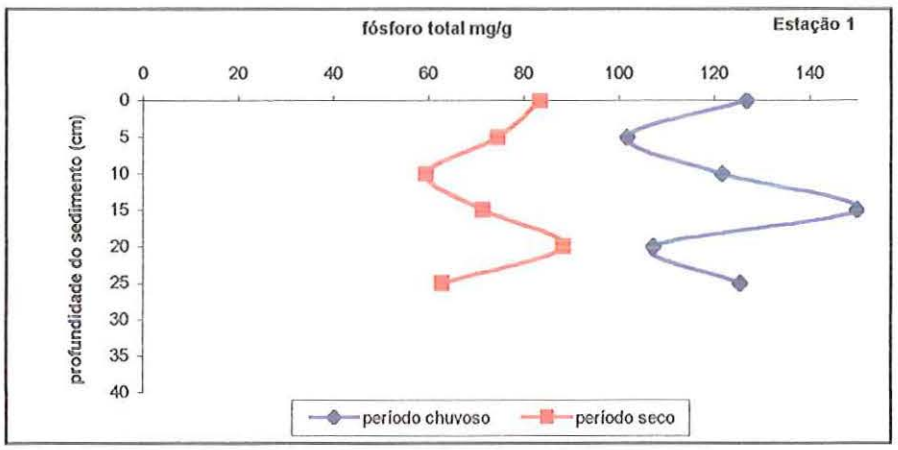
5.7.2 Fósforo no sedimento

No período chuvoso, a distribuição dos teores de fósforo no perfil vertical do sedimento apresentou-se de forma irregular nas duas estações, sendo o máximo valor (139,53 mg/g) obtido na estação 2, aos 15 cm, e o mínimo (72,79 mg/g), na mesma estação, aos 30 cm. Nos primeiros 5 cm, as duas estações apresentaram uma concentração de 127 mg/g.

No período seco, a distribuição do fósforo no sedimento (5 a 40 cm) se deu de forma irregular, apresentando o máximo valor (88,32 mg/g) na estação 1, aos 25 cm, e a mínima (62,6 mg/g) na mesma estação, aos 30 cm.

A estação 1 apresentou uma concentração de 83,40 mg/g nos primeiros 5 cm; já para a estação 2, foi 73,62 mg/g (Figura 32).

A média das concentrações de fósforo no sedimento, para os dois períodos foi: período chuvoso 122,75 mg/g e período seco 74,82 mg/g.



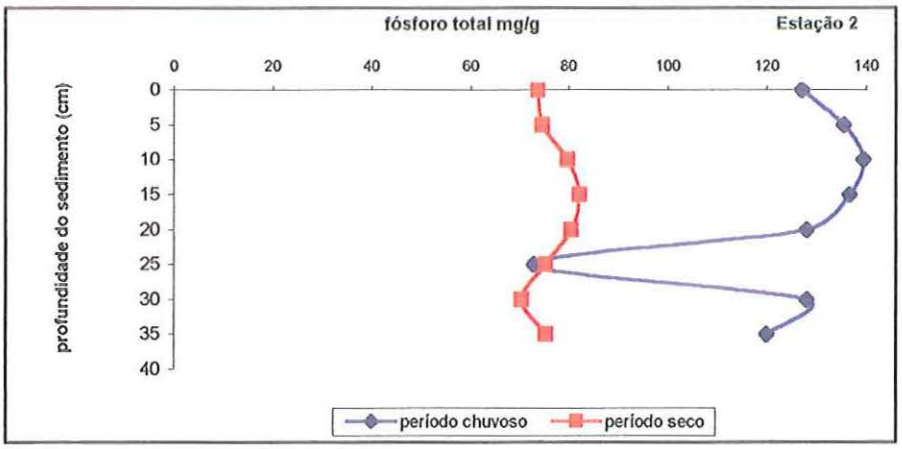


FIGURA 32 – Variação da concentração de fósforo total (mg/g) no sedimento da Lagoa do Taquaral – Campinas – SP, das estações 1 e 2 nos períodos: chuvoso (15 de março) e seco (11 de agosto) de 2000.

5.8 Taxa de sedimentação

As taxas de sedimentação (mg/m^2.d) do fósforo, clorofila *a*, feofitina, material em suspensão total, orgânico e inorgânico, nas duas estações e nos três períodos de amostragem: período chuvoso (15 de março), período intermediário (18 de maio) e período seco (11 de agosto), estão reportados na Tabela 20 (anexos).

5.8.1 Taxa de sedimentação do fósforo

As maiores taxas de sedimentação foram encontradas no período chuvoso (108,75 mg/m^2.d) na estação 1 e (98,18 mg/m^2.d) na estação 2. As menores taxas foram obtidas no período seco (48,47 mg/m^2. d) e (44,27 mg/m^2.d) nas estações 1 e 2 respectivamente (Figura 33).

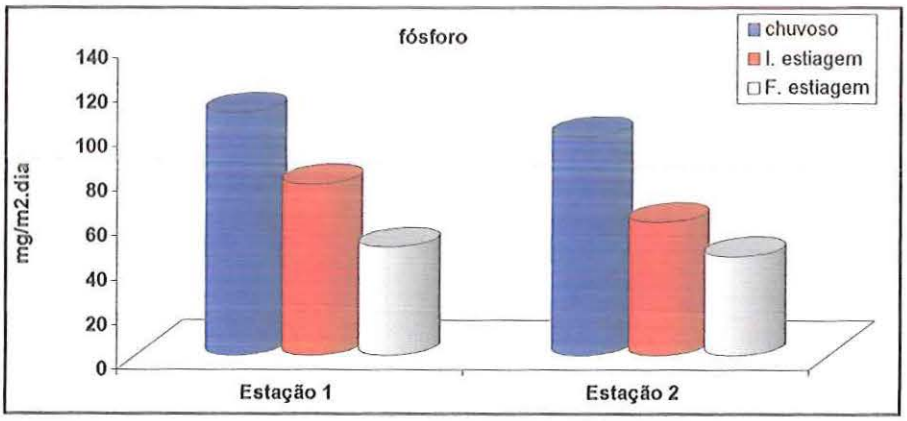


FIGURA 33 - Taxa de sedimentação do fósforo (mg/m^2.d) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de exposição, nos períodos chuvoso (15 de março), intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto) de 2000.

5.8.2 Taxa de sedimentação da clorofila

A maior taxa de sedimentação foi encontrada no período chuvoso na estação 1 (126,94 mg/m^2.d); já a estação 2, para este período, apresentou uma taxa de 48,47 mg/m^2.d.

As menores taxas de sedimentação foram (15,81mg/m^2.d) na estação 2 no período intermediário e (13,48 mg/m^2.d) na estação 1 no período seco (Figura 34).

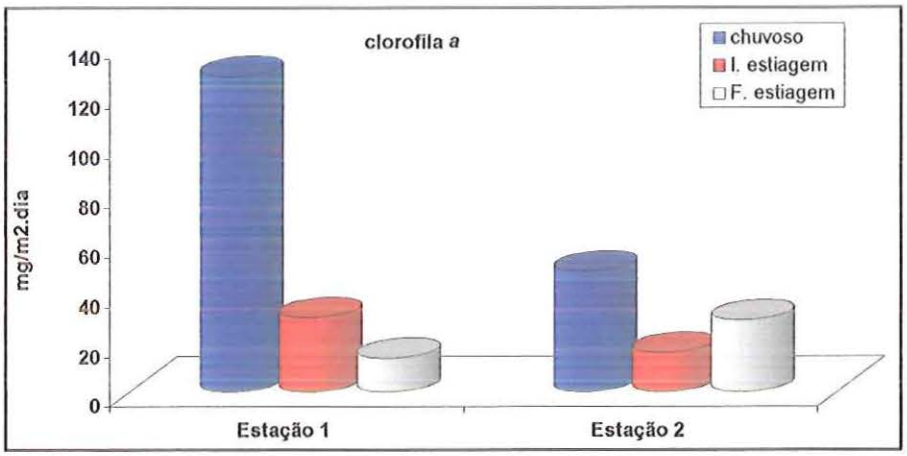


FIGURA 34 - Taxa de sedimentação da clorofila (mg/m^2.d) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de exposição, nos períodos: chuvoso (15 de março), intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto) de 2000.

5.8.3 Taxa de sedimentação da feofitina

As maiores taxas de sedimentação foram determinadas no I. estiagem (36,89 mg/m^2.d) e 32,36 mg/m^2.d) na estação 1 e 2, respectivamente, e as menores (5,23 mg/m^2.d) na estação 1, no período chuvoso e (8,77 mg/m^2.d) na estação 2, no período seco (Figura 35).

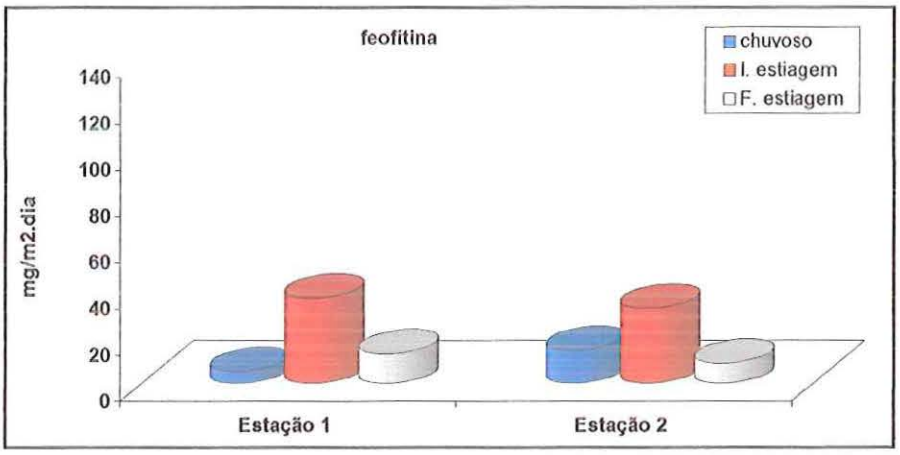


FIGURA 35 - Taxa de sedimentação da feofitina (mg/m^2.d) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de exposição, nos períodos: chuvoso (15 de março), intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto) de 2000.

5.8.4 Taxa de sedimentação do material em suspensão total, orgânico e inorgânico

As maiores taxas de sedimentação do material em suspensão total foram determinadas no período chuvoso (24.400 mg/m^{2}d) na estação 1 e (22.575 mg/m^2.d) na estação 2 (Figura 36), sendo a fração orgânica só um pouco mais alta que a fração inorgânica, como pode-se observar na estação 1, onde o material orgânico teve um valor de 13.212 mg/m^2.d e o material inorgânico de 11.187 mg/m^2.d (Figura 37).

A menor taxa de sedimentação (2.641 mg/m^2.d) foi determinada na estação 1 do período seco, enquanto que a estação 2, neste período, apresentou uma taxa de 10.455 mg/m^2.d.

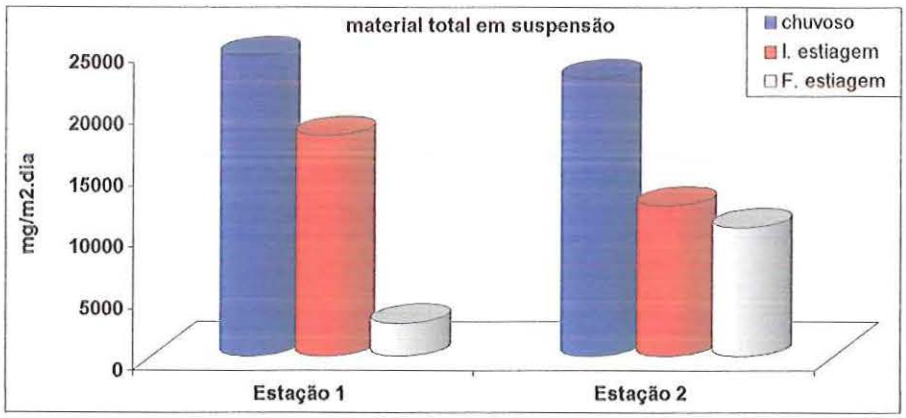
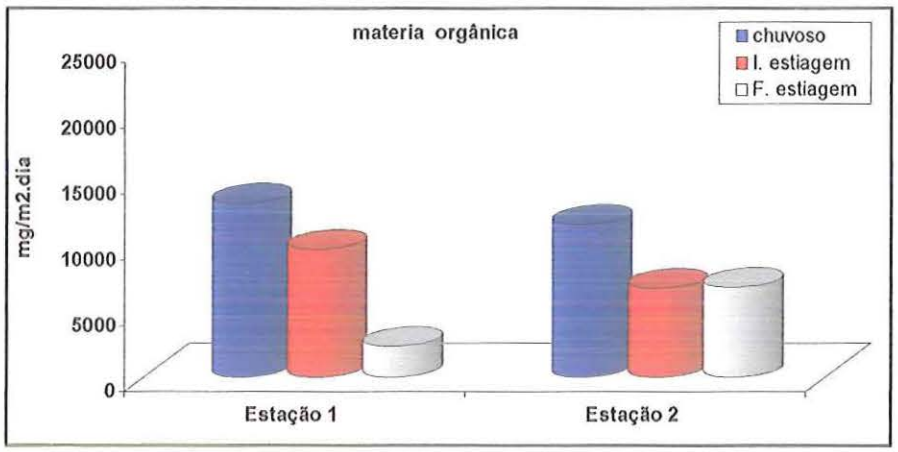


FIGURA 36 - Taxa de sedimentação do material total em suspensão (mg/m^2.d) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de exposição, nos períodos: chuvoso (15 de março), intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto) de 2000.



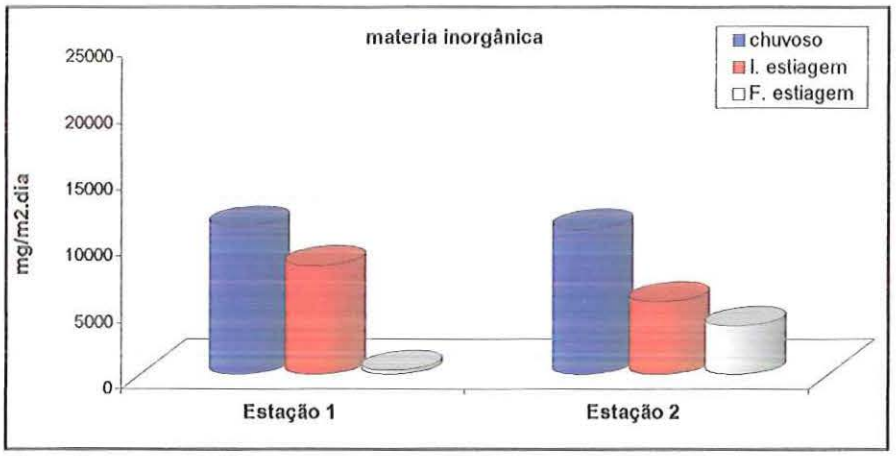


FIGURA 37 - Taxa de sedimentação da matéria orgânica e inorgânica ($mg/m^2.d$) na Lagoa do Taquaral, nas estações 1 e 2, após 48 horas de esposição, nos períodos: chuvoso (15 de março), intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto) de 2000.

5.9 Ensaio de liberação de fósforo (µg/L)

Nesta parte são apresentados os resultados obtidos no laboratório nos ensaios de difusão de fósforo e os dados obtidos "in situ", no ensaio de liberação de fósforo do sedimento para a coluna da água, bem como a relação entre ambos

5.9.1 Ensaio de difusão de fósforo no laboratório

Os resultados dos ensaios de difusão do fósforo no laboratório demonstraram uma difusão quase total após 8 horas do início do experimento (Figura 38). Estes resultados serviram de base para os testes "in situ".

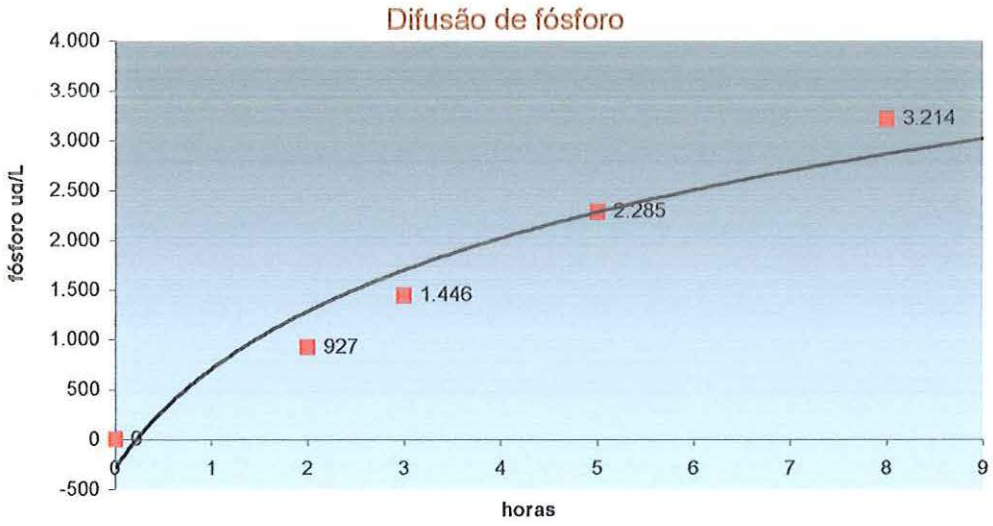


FIGURA 38– Ensaio em laboratório de difusão do fósforo de um meio contendo 3659 µg/L para um meio contendo 0 µg/L de fosfato total dissolvido.

5.9.2 Ensaio "in situ" de liberação de fósforo do sedimento para a coluna da água, na Lagoa do Taquaral

Os ensaios de liberação de fósforo foram realizados somente na estação 1 (por ser mais profunda) e nos períodos: chuvoso (15 de março), intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto). Os resultados são apresentados a seguir:

profundidade	(15 de março) µg/L	(18 de maio) µg/L	(11 de gosto) µg/L
10 cm dentro do sedimento	37,76	25,71	30,49
Na superfície do sedimento	26,38	19,77	25,12
10 cm sobre o sedimento	23,81	14,13	21,41
20 cm sobre o sedimento	18,25	13,27	18,21

As condições iniciais e finais do pH, oxigênio dissolvido e temperatura da água da lagoa, quando da realização dos testes foram:

Parâmetros	Período chuvoso		I. estiagem		F. estiagem	
	13/março	15/março	16 /maio	18/maio	9/agosto	11 /agosto
pH	5,35	5,15	5,81	6,09	5,65	5,65
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,97	7,86	2,62	8,35	3,66	1,97
Temperatura (°C)	23,6	23,6	21,3	21,3	17,5	17,7

A maior concentração de fosfato liberado do sedimento, concentração encontrada na última camada de frascos, vide (Figura 5), 20 cm sobre o sedimento, foi observada no período chuvoso e no período seco, com uma concentração de 18,2 µg/L. A maior concentração de fosfato liberada a 10 cm sob o sedimento, ocorreu no período chuvoso (37,7µg/L) e no período seco (21,41 µg/L). As menores taxas de difusão

ou liberação de fósforo, foram encontradas no período intermediário, tanto sob o sedimento (25,7 µg/L) como a 20 cm sobre o sedimento (13,2 µg/L) (Figura 39).

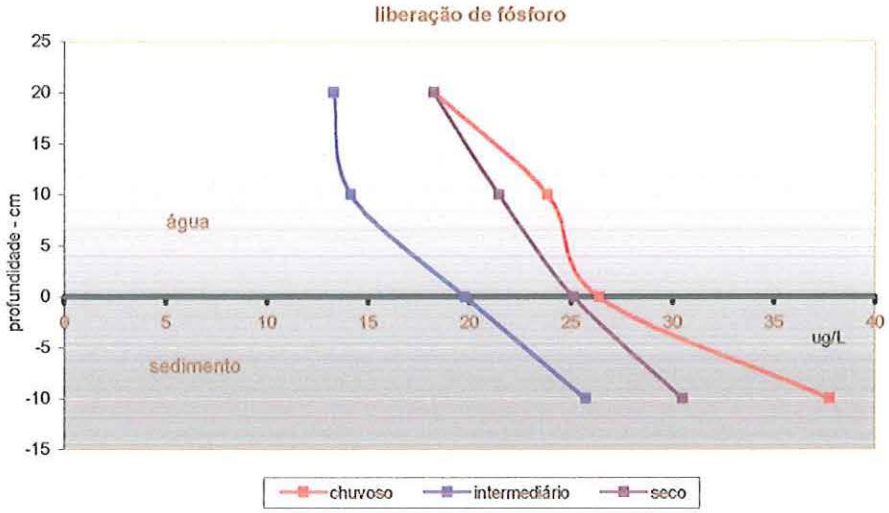


FIGURA 39 – Valores (µg/L) do fosfato liberado do sedimento para a coluna da água na Lagoa do Taquaral, nos períodos: chuvoso (15 de março) , intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto) de 2000.

Com o intuito de correlacionar os resultados obtidos no laboratório e na lagoa, realizou-se uma análise aproximada para explicar como ocorre o fenômeno de difusão ou liberação de fósforo do sedimento para a coluna da água.

A equação geral de difusão pode-se escrever da seguinte maneira:

$$\frac{dy}{dt} = be^{-kt} \qquad (1)$$

Onde b e k são constantes do processo que devem ser determinadas das condições iniciais. Então, se:

$t = 0 \rightarrow y = 0$ (concentração de fósforo na água do frasco)

25µg/Lt : concentração de fósforo, aproximada, na água do lago para quase todos os casos.

A solução da equação (1) é a seguinte.

$$y = C - Ae^{-kt} \qquad (2)$$

onde: C e A são constantes.

Para verificar que a equação (2) é solução da equação (1), faz-se a derivada da equação (2) e se compara com a equação (1)

$$\frac{dy}{dt} = \frac{dC}{dt} - A\frac{d}{dt}(e^{-kt}) = -A(-ke^{-kt}) = be^{-kt}$$

$$-ke^{-kt} \qquad b$$

$$\Rightarrow \frac{dy}{dt} = be^{-kt} \qquad (1)$$

Para determinar C e A da equação (2) se utilizam as condições iniciais, ou seja: $y = C - Ae^{-kt}$ se $t = \mathrm{O} \Rightarrow e^{-kt} = e^{\mathrm{O}} = 1$

$t = \mathrm{O}$ e $y = \mathrm{O}$

$$\mathrm{O} = C - A \times 1$$
$$\Rightarrow \mathrm{O} = C - A$$
$$\Rightarrow C = A$$

Na equação (2) C tem o seguinte significado

C : concentração média de fósforo na água

Como C é conhecida, automaticamente A também é conhecida porque A e C são iguais.

Por exemplo: o valor de C em várias ocasiões na lagoa, foi em média de $\approx 25\mu g / L$, então, a equasão (2) se escreve assim:

$$y = 25 - 25e^{-kt} \qquad (3)$$

Para determinar k, que é outra constante, se utilizam os dados de difusão coletados no laboratório e a equação (2) reescrita da seguinte maneira

$$k = \frac{1}{t}\ln(\frac{A}{C-y}) \qquad (4)$$

No ensaio de laboratório, por exemplo, $C = 3659{,}5\mu g / Lt = A$

$$\Rightarrow k = \frac{1}{t}\ln(\frac{3659{,}5}{3659{,}5-y})$$

Dos dados de laboratório, por exemplo se encontra que no tempo t=3, o valor de y foi de 1445,9 µg/lLt

então: $$k = \frac{1}{3}\ln(\frac{3659{,}5}{3659{,}5-1445{,}9})$$

$$k = 0{,}167$$

Então a equação (3) com este valor de k é:

$$y = 25 - 25e^{-0{,}167t} \qquad (5)$$

Substituindo valores de t na equação (5) pode-se construir a seguinte tabela, que mostra a concentração de fósforo dentro do frasco em um determinado momento, no experimento realizado na lagoa:

t	1	3	5	8	14	18	h
y	3,845	9,8518	14,153	18,427	22,5869	23,7627	µg/L

A transferência de massa está representada pela taxa de troca da concentração no tempo, ou seja, $\frac{dy}{dt}$, que pode ser calculada pela equação (5) :

$$\frac{dy}{dt} = -25\frac{d}{dy}\left[e^{-0,167t}\right] = -25\left[-0,167e^{-0,167t}\right]$$

$$\Rightarrow \qquad \frac{dy}{dt} = 4,175e^{-0,167t} \qquad \frac{\mu g}{L * h}$$

(6)

Da equação (6) pode-se construir a seguinte tabela

t	1	3	5	8	14	h
$\frac{dy}{dt}$	3,53	2,5297	1,811	1,0975	0,4029	$\frac{\mu g}{L * h}$

Para calcular a massa transferida por unidade de tempo ao frasco de volume igual a 175 ml = 0,175 L. procede-se da seguinte maneira:

M T= massa transferida

$$\text{MT} = \frac{dy}{dt} * vol \qquad \cong \qquad \frac{\mu g}{Lt * h} * Lt \qquad \equiv \qquad \frac{\mu g}{h}$$

Pode-se construir a seguinte tabela:

t	1	3	5	8	14	h
$\frac{dy}{dt}$	3,53	2,5297	1,811	1,0975	0,4029	$\frac{\mu g}{L * h}$
MT	0,61775	0,44269	0,3169	0,1920	0,0705	$\frac{\mu g}{h}$

$$MT = 0{,}175 * \frac{dy}{dt} \qquad (7)$$

Esta última tabela é para um volume fixo de 175 ml e uma membrana de 0,16 mm. A área do filtro (círculo de radio R= 1,575 cm = 0,01575m) calculada como πR^2 é 0,000248 πm^2 = 0,000779 m^2

A massa transferida por unidade de área, MT/Área, para o exemplo aqui estudado está calculada na seguinte tabela.

t	1	3	5	8	14	h
MT	0,61775	0,44269	0,3169	0,1920	0,0705	$\frac{\mu g}{h}$
MT/Area	729,68	568,279	406,80	246,4698	90,5006	$\frac{\mu g}{h * m^2}$

Finalmente, com base em todos os dados obtidos, pode-se extrapolar o gradiente de difusão ou liberação de fósforo da interface água – sedimento.

A partir da equação (3), obteve-se um

t = 0,000621 h.

então: $dy/dt = 0{,}167e^{-0{,}167t}$

= 0,167 . 0.999896

= 0,167μgP.h^{-1},

que passam através da tampa do frasco de diâmetro 3,15 cm (0,0315cm), ou 0,000779 m^2 de área da tampa.

Supondo que para cada 0,000779 m^2 de sedimento, também difundem 0,167 μgP.h^{-1}, então, a taxa de liberação Q seria:

Q = 0,167μgP.h^{-1} / 0,000779 m^2

= 214 μgP.m^{-2}.h^{-1} = 214μgP.m^{-2}.h^{-1}.24h.d^{-1}

$$= 5143\ \mu gP.m^{-2}d^{-1}$$
$$Q = 5\ mgP.m^{-2}.d^{-1}$$

Ou seja , o sedimento está liberando, em média, 5 $mgP.m^{-2}.d^{-1}$. Este é um valor que deve ser interpretado com critério adequado, porque é um valor com imprecição intrínseca imposta pela metodologia de determinação.

5.10 Índice do estado trófico

Os resultados obtidos na análise do índice do estado trófico (IET) para valores de transparência da água, fósforo total, fosfato inorgânico e clorofila ***a***, (média das duas estações de coleta) para os três períodos, são apresentados na tabela 21

TABELA 21 Índice do estado trófico (IET) e estado trófico (ET) da Lagoa do Taquaral – Campinas (SP)

Período	IET (Secchi)	ET	IET (P total)	ET	IET (PO_4)	ET	IET (Clorofila)	ET	IETm	ETm
Chuvoso	51	m	60	e	30	o	77	e	56	e
I. estiagem	55	e	62	e	40	o	71	e	57	e
F. estiagem	48	m	58	e	31	o	89	e	58	e

e = eutrófico, **m** = mesotrófico, **o**= oligotrófico

Em relação à transparência da água, só no período intermediário lagoa pode ser considerada eutrófica, já que para o período chuvoso e no período seco a lagoa apresentou-se mesotrófica, com valores de transparência menores que 54. Os resultados obtidos para o fósforo total, foram superiores a 58, pelo que foi considerado como eutrófico. Já para o fosfato inorgânico, os valores foram inferiores a 40, característico de

ambientes oligotróficos. No entanto, os resultados do IET com base nos valores obtidos para a clorofila *a* foram muito superiores, maiores que 70, pelo que seria classificada como eutrófica.

De acordo com a média ponderada, que atribui menor peso ao índice referente à transparência da água (Secchi), nos períodos: chuvoso, intermediário e seco, a média obtida na lagoa apresentou valores superiores a 56, podendo-se classificar a Lagoa do Taquaral como eutrófica.

Através da comparação dos valores obtidos no presente trabalho e valores obtidos por MATSUMURA – TUNDISI et al (1986) e BORGES (1998) (Tabela 22), verifica-se a redução nos valores dos índices IET (PT) e IET (DS) e IET (Cla). A redução do valor do IET médio foi da ordem de 24,4 e o grau de eutrofização da Lagoa do Taquaral saiu de uma característica de hipereutrofização para um ambiente eutrófico.

TABELA 22 Valores de ìndice de Estado Trófico da Lagoa do Taquaral, e classificações encontradas no tempo.

Índice	Matsumura – Tundisi 1984	Borges 1998	Este trabalho 2000
IET (cla)	88.5 Hipereutrófico	68.0 Eutrófico	79,0 Eutrófico
IET (PT)	85.5 Hipereutrófico	74.3 Eutrófico	60,0 Eutrófico
IET (DS)	73.2 Hipereutrófico	62.2 Eutrófico	51.3 Eutrófico
IET (médio)	**82.4 Hipereutrófico**	**68.1 Eutrófico**	**57,0 Eutrófico**

6

DISCUSSÃO

Nesta parte do trabalho, pretende-se explicar, da maneira mais coerente possível, o comportamento das diferentes variáveis estudadas. Isto significa que a explicação, para cada uma das variáveis, precisa do auxílio das outras, uma vez que se estará procurando reconstruir, a partir de informações isoladas, as possíveis relações entre os fatores estudados no comportamento limnológico da Lagoa do Taquaral.

6.1 Caracterização física, química e biológica da Lagoa do Taquaral

A variabilidade do sistema aquático é resultado da ação conjunta de fatores climatológicos, como vento, precipitação e radiação solar. Estes fatores agem principalmente sobre as características físicas (luz e temperatura), químicas (nutrientes e gases dissolvidos) e biológicas do ecossistema.

Em regiões tropicais, pode-se distinguir duas estações climáticas bem definidas: a seca (de abril a setembro) e a chuvosa (de outubro a março), caracterizadas por apresentarem baixos e altos valores de radiação solar, temperatura, pluviosidade e umidade do ar, respectivamente.

De acordo com a classificação de KöPPEN, nas regiões tropicais o clima é classificado como Cwa (inverno seco com baixas temperaturas e verão quente e úmido).

A Lagoa do Taquaral, no ano de 2000 (ano de estudo), esteve sujeita a maiores índices de pluviosidade nos meses de janeiro, fevereiro, março, novembro e dezembro; já os meses de abril, maio e junho apresentaram os menores índices pluviométricos. Porém, julho, agosto e

setembro, que formam parte do período seco, apresentaram valores maiores de pluviosidade que maio.

Devido à alta diferença entre os valores mínimos (0,8 mm em abril) e máximos (293,8 mm em janeiro), de acordo com NIEMER (1989), pode-se afirmar que a estação chuvosa ocorreu entre janeiro, fevereiro março, novembro e dezembro. Julho, agosto e setembro corresponderam aos meses sub-secos e os secos foram abril, maio e junho.

Segundo VINER & SMITH (1973), embora a geografia local possa modificar o padrão básico, a precipitação anual concentrar-se-ia numa só estação chuvosa, à medida que nos deslocamos para o sul ou para o norte do Equador. Ainda conforme com o autor, a partir dos 4^0 S, as chuvas ocorreriam entre novembro e abril, como efetivamente se apresentaram na época do trabalho.

Pode-se, então, concluir que os dias de coleta, 13 e 15 de março, do período denominado chuvoso, estiveram certamente situados em um mês úmido; os dias 16 e 18 de maio do período denominado intermediário, situaram-se num mês seco; e os dias 9 e 11 de agosto, do período denominado seco, situaram-se num mês sub seco.

Os índices elevados de precipitação desencadeiam uma serie de processos que alteram as condições físicas e químicas do sistema. Na Lagoa do Taquaral, verifica-se que no período chuvoso (março), o aporte de material em suspensão através de fontes pontuais e não pontuais foi superior ao observado no período seco (agosto) e período chuvoso (maio).

Nos últimos anos, vários autores têm demonstrado para os reservatórios do Estado de São Paulo uma drástica redução da zona eufótica nos períodos de grande precipitação, atribuindo ao tipo de ocupação territorial o maior impacto nos processos erosivos que podem ser os responsáveis pelo aumento dos sólidos em suspensão na água, culminando com o assoreamento de reservatórios (CALIJURI, 1999).

A precipitação, por sua vez, pode ocasionar aporte de nutrientes e de material particulado e orgânico por drenagem das áreas marginais para o ambiente aquático. O influxo desse material acarreta algumas

conseqüências, como por exemplo, a diminuição da penetração de luz, alterando a estrutura ótica da água.

Em ambientes rasos e de pequeno porte, como é o caso da Lagoa do Taquaral, a drenagem resultante de uma alta precipitação pode produzir um grande influxo de material alóctone, pela entrada de material proveniente do principal afluente da lagoa (Riberão Anhumas) e das tubulações de águas pluviais e de esgotos (clandestinas) que ainda existem. Por outro lado, é importante ressaltar que as águas do Riberão Anhumas recebem esgoto doméstico e mesmo industrial de área extensa da cidade de Campinas, sem nenhum tratamento, tendo suas águas visível grau de deterioração.

O material em suspensão total, orgânico e inorgânico, apresentou uma distribuição similar em todas as estações de coleta, com as maiores concentrações (11,47 mg/L) em março, período chuvoso e em maio (11,07mg/L) período intermediário. As menores concentrações ocorreram em agosto (7,13 mg/L) período seco.

Os resultados obtidos para outros sistemas também apresentam comportamento semelhante ao da Lagoa do Taquaral. ZANATA (1999) obteve para o Reservatório de Salto Grande, no período chuvoso, aporte de material em suspensão superior ao observado no período seco, (64,9 mg/L e 13,8 mg/L, respectivamente).

As maiores concentrações do material em suspensão no mês de março estão relacionadas com as maiores precipitações, enquanto as altas concentrações de material em suspensão do mês de maio devem-se, possivelmente, à síntese de matéria orgânica autóctone, devido ao aumento no tempo de retenção da água e ressuspensão do sedimento pelos animais ali presentes (capivaras), além das fezes dos mesmos.

Apesar de no mês de agosto a média pluviométrica (67,4 mm) ter sido maior que a média em maio (3,2 mm), a ocorrência de chuvas neste período não apresentou alterações evidentes na concentração de material em suspensão.

Segundo TROPPMAIR (1975), os solos da região estão inseridos numa área de transição, onde há uma tendência da falta de água no solo,

principalmente no período seco. Com isso, as chuvas existentes nos dias de inverno não provocaram uma entrada efetiva de material alóctone para a lagoa, pois o solo ainda não estava saturado.

Na Lagoa do Taquaral observa-se uma maior concentração de material em suspensão nas câmaras de sedimentação (após 48 horas de incubação) na estação 1 (mais profunda), nos meses de março e maio. Já no mês de agosto, a concentração maior se apresentou na estação 2 (mais rasa), 41,82 mg/L e 10,56 mg/L na estação 1, sendo a estação 2 a mais próxima do afluente principal da lagoa.

Segundo ROSA et al., (1991), o mecanismo de deposição é controlado pelos diferentes tamanhos, formatos e densidade das partículas, como por exemplo, células planctônicas, detritos, cristais minerais e minerais de argila, agregados, bem como os mecanismos físicos, químicos e biológicos das partículas em dissolução e formação.

Nas câmaras de sedimentação (após 48 horas de incubação), os valores alcançaram, por exemplo, em média, no mês de março (93,95 mg/L), 8 vezes mais que a média dos valores iniciais e finais. No mês de agosto, a deposição na câmara foi em média de 26,19 mg/L , 3 vezes mais que os valores iniciais e finais. LEITE (op.cit) obteve concentrações de material em suspensão nas câmaras de sedimentação, a 70% de profundidade, 80 vezes maiores que as concentrações iniciais, no período chuvoso.

O vento é um agente importantíssimo na dinâmica tanto dos ecossistemas aquáticos como terrestres. Nos ambientes aquáticos, ele influencia principalmente a distribuição horizontal e vertical dos organismos e a estrutura térmica e química da coluna da água.

De um modo geral, os efeitos do vento e da precipitação não estiveram separados no ciclo sazonal, já que a precipitação e a velocidade do vento (3,1 m/s) foram maiores durante março. A menor precipitação e a menor velocidade do vento (1,8 m/s) aconteceram no mês de maio (mês mais seco). No mês de agosto (período seco), a média do vento foi de 2,9 m/s.

Segundo WETZEL (1981), o vento proporciona, praticamente, a totalidade da energia que distribui o calor na massa de água, já que quando as correntes de ar se movimentam através da interface água / ar, sua força friccional movimenta as águas superficiais, gerando misturas e correntes proporcionais à intensidade do vento.

Além de causar esses tipos de movimentos, o vento também aumenta as taxas de esfriamento e evaporação na superfície, especialmente durante os períodos de baixa umidade atmosférica, o que pode ser suficiente para reduzir a estabilidade térmica e favorecer mistura profunda (BEADLE, 1974).

O sentido de deslocamento do vento não mostrou padrão claramente definido nos meses de coleta na Lagoa do Taquaral.

Entre os fatores climáticos, a temperatura é outra variável que exerce grande influência sobre as características físicas e químicas da água e, conseqüentemente, sobre as comunidades biológicas.

A retenção e distribuição do calor em uma lagoa (estratificação térmica) dependem de vários fatores, tais como: ação dos ventos, correntes internas, variação da densidade da água, profundidade do lago, latitude, altitude e período de retenção da água (PEREZ, 1992).

O aquecimento e a formação da estrutura térmica num ambiente aquático é uma função da quantidade de radiação solar, do conteúdo de calor e da ação do vento na distribuição destas energias.

Nos lagos que se apresentam isotérmicos em toda a coluna de água, a distribuição de calor através de toda a massa líquida ocorre de maneira muito eficiente, por não haver uma barreira física que impeça a circulação completa; diz-se, portanto, que o lago encontra-se em instabilidade térmica. Por outro lado, quando as diferenças de temperatura geram camadas de água com diferentes densidades, ocorre a formação de uma barreira física, o que impede que a massa de água se misture, criando a condição de estabilidade térmica. Quando ocorre este fenômeno, o ecossistema aquático está estratificado termicamente e os estratos formados, freqüentemente, estão diferenciados física, química e biologicamente (ESTEVES,1988).

EESC - USP Biblioteca Campus de S. Carlos

Os perfis verticais de oxigênio demonstraram camadas com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, principalmente as mais profundas, nos meses de maio e agosto, formando uma oxiclina que caracteriza-se por valores elevados na superfície ou subsuperfície (entre 10 e 12 mg/L), com decréscimo acentuado no fundo, dentro do limite da zona eufótica. Segundo WETZEL (1981), as oxiclinas podem ser o resultado de processos oxidativos no hipolímnio, cuja intensidade se reflete na quantidade de matéria orgânica que chega a este ponto, proveniente das zonas produtivas do lago, resultando na diminuição da concentração de oxigênio no hipolímnio e elevada concentração na superfície.

O período chuvoso (março) foi caracterizado por apresentar maior oxigenação da coluna da água, já que as chuvas promoveram uma maior circulação da água no ambiente. Segundo (WETZEL, 1993), a concentração de oxigênio dissolvido proveniente da atmosfera e fotossíntese, bem como sua distribuição hidromecânica, são contrabalançadas pelo metabolismo de consumo. Dessa forma, apesar de se ter maior concentração de oxigênio dissolvido no período chuvoso, o seu maior consumo no período de temperatura mais elevada pode causar anoxia nas camadas mais profundas, provavelmente devido à sedimentação e decomposição de matéria orgânica. Esse processo é mais evidente no período de seca, quando o tempo de residência da água é maior. Tal fato ocorre devido à grande concentração de matéria orgânica, a qual é sedimentada com maior facilidade, e sua decomposição consome, em alguns casos, todo oxigênio dissolvido na água.

Apesar da solubilidade do oxigênio da água diminuir com a temperatura, pode-se observar que sua influência sobre o oxigênio dissolvido no período chuvoso (março, caracterizado por apresentar maiores valores de temperatura) não foi significativa. Este comportamento indica que a precipitação gerou alterações físicas e químicas no ambiente, tornando-se o fator principal, com efeitos indiretos, na disponibilidade de oxigênio dissolvido.

Apesar da coluna da água estar desestratificada, durante o período seco (maio e agosto), foram observadas diminuições das concentrações de oxigênio dissolvido em direção ao hipolímnio. Os fatores que podem justificar esses baixos valores de oxigênio são: a ação do vento, que não promoveu a circulação total da coluna da água, assim como o aumento dos processos de decomposição em direção ao hipolímnio. Essas informações coincidem com os resultados obtidos por CALIJURI & DOS SANTOS (1996).

O perfil de oxigênio dissolvido na água, para o período seco (agosto), apresentou uma drástica diminuição de sua concentração com o aumento da profundidade, resultando um hipolímnio anóxico. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido encontradas nos primeiros dois metros da coluna da água podem ser devidas à maior atividade fotossintética em função da alta densidade da comunidade fitoplanctônica neste estrato.

Em geral, os valores de pH não foram muito altos na superfície, variando de 5,5 a 8,0 nas três épocas, apesar da concentração de clorofila ser alta, não indicando um intenso processo fotossintético. Isto, possivelmente, deveu-se ao horário da amostragem (9:30 da manhã, aproximadamente). Os valores de pH e condutividade responderam de forma positiva à diferenciação dos três períodos. Durante o período chuvoso, os valores de pH foram relativamente mais baixos e sem grandes mudanças da superfície para o fundo. Igualmente foram baixos os valores de condutividade. Já no período seco, o pH apresentou-se alto na superfície e mais baixo no fundo e os valores de condutividade apresentaram-se comparativamente mais elevados, fatores que poderiam denotar o caráter decompositor do sistema. Estas observações parecem não estar em concordância com os resultados encontrados por DOS SANTOS (1996), nos quais estas variáveis foram utilizadaz para a caracterização de dois períodos diferenciados no reservatório de barra Bonita: verão (alto pH e baixa condutividade) e inverno (pH baixo e alta condutividade).

Entre as diferentes épocas de amostragem observaram-se diferenças na condutividade elétrica, com valores muito semelhantes em maio e agosto (próximos de 150 µS/cm) e valores baixos em março (menores que 60 µS/cm). Estas diferenças estiveram ligadas aos ciclos anuais de: chuva e seca, já que, em geral foi visto aumento de condutividade no período seco (maio e agosto) e diminuição no período chuvoso (março). Os valores baixos de condutividade ocorreram em função da diluição devido às chuvas.

Concentrações muito superiores foram determinadas para esta lagoa em anos anteriores, (250 - 300 µS.cm) por MATSUMURA – TUNDISI (1986)

Valores de condutividade entre 175 – 200 µS/cm são considerados normais por (PAYNE, 1986). Com base nesses valores, as presentes medidas são consideradas baixas (maior valor médio 154 µS/cm, em maio)

As baixas condutividades são características de águas tropicais que possuem dureza, concentrações iônicas e de material suspenso também baixas (PAYNE,1986t).

Os períodos de maiores e menores intensidades de chuvas também contribuem para as modificações temporais na transparência da coluna da água e limite da zona eufótica, assim como a ressuspensão de material na coluna da água, produto da ação do vento, pelo fato de ser um sistema raso.

Uma grande quantidade de organismos vivos e partículas de matéria não-viva, livre e flutuante na água, é a base de suporte no sistema de vida em ambientes aquáticos, representando um componente integral para a qualidade nutritiva do sistema, além da capacidade de adsorsão de poluentes orgânicos e inorgânicos. Simultaneamente, estas pequenas partículas são o principal meio de transporte para a dispersão e translocação para esses contaminantes. Nos últimos tempos, a pesquisa sobre a função das partículas em suspensão tem aumentado em reconhecimento da sua importância na ciclagem de nutrientes e poluentes (ROSA, et.al., 1991).

O teor de clorofila **a** na comunidade fitoplanctônica é uma medida aproximada de sua biomassa, "standing stock". Entende-se por biomassa o peso de todos os indivíduos de uma população ou comunidade por unidade de área ou volume. É expressa, na maioria das vezes, em termos de número de indivíduos, do volume celular ou dos pigmentos ativos e degradados numa determinada área ou volume (ESTEVES, 1988).

Estritamente falando, o termo biomassa fitoplanctônica deveria referir unicamente ao material vivo presente numa unidade de área ou volume. Entretanto, em ecologia aquática, o termo vem sendo comumente associado a uma variedade de técnicas biológicas e bioquímicas que quantificam tanto seston quanto o bioseston (HALLEGRAEFF, 1977). Apesar de ser uma medida apenas aproximada, ainda é hoje a melhor opção do limnólogo para avaliação da biomassa, embora seja difícil distinguir entre a clorofila **a** das algas vivas e dos detritos. Além disso, o conteúdo de clorofila por unidade de matéria orgânica pode variar enormemente de acordo com a composição de espécies da comunidade, a idade das células, a disponibilidade de nutrientes, a intensidade luminosa e a temperatura.

Na Lagoa do Taquaral, os resultados de clorofila apresentam uma distribuição com variações nos três períodos de coleta, mas não possuem uma relação direta entre a concentração do oxigênio dissolvido e a concentração de clorofila, já que para valores altos de clorofila na superfície, como por exemplo o de 15 de março (74,4 µg/L), na estação 1, a concentração de oxigênio foi de 7,63 mg/L. , enquanto que para valores baixos de clorofila, como 13,48 µg/L de 16 de maio, na estação 1, a concentração de oxigênio dissolvido foi de 11,3 mg/L, na superfície.

Em média, os maiores valores de clorofila (41,41 µg/L) se apresentaram no período chuvoso, quando a concentração de oxigênio dissolvido não foi superior a 7,9 mg/l, e os mínimos valores de clorofila se deram no mês de maio e agosto (média dos valores iniciais e finais).

Observa-se, principalmente no mês de março, a maior amplitude de variação entre as concentrações clorofila inicial e final e das câmaras

de sedimentação, onde as concentrações iniciais e finais foram 41,42µg/L, e nas câmaras atingiram 413,88µg/L, em média, (8 vezes a mais). Em março e agosto as diferenças foram menores (3 vezes a mais).

Durante março, observa-se clara tendência à diminuição da concentração da clorofila **a** para o fundo, possivelmente, devido a pouca densidade de organismos nesta profundidade, já que muitos deles são passageiros (pelos processos migratórios) ou estão em processo de decomposição.

Em maio e agosto, as concentrações de clorofila apresentoram-se, algumas vezes, maiores no fundo que na superfície. Este comportamento pode estar ligado a dois fatores: primeiro aos processos migratórios de determinados componentes da comunidade fitoplanctônica; segundo, à fuga de outros membros da comunidade dos sítios de iluminação excessiva, à medida que aumenta a intensidade luminosa, migrando para outras profundidades, tentando evitar a degradação da clorofila **a** (KANNAN & JOB, 1986).

Os pigmentos também fornecem informação sobre o estado fisiológico da comunidade fitoplanctônica, na medida em que, em qualquer população em declínio, o teor de clorofila **a** diminui enquanto aumentam seus produtos de degradação e os carotenóides.

Na fase senil, a evolução pigmentar depende também da composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica, ao ponto em que a razão entre a clorofila **a** e os feopigmentos representa excelente índice do estado fisiológico da comunidade fitoplanctônica bem como da história e da atividade do ecossistema (MARGALEF, 1983).

Os produtos mais comuns da degradação das clorofilas são os derivados livres de magnésio chamados feofitinas ou feopurpurinas, os quais são formados rapidamente quando baixa o pH.

Neste trabalho, a concentração de feofitina foi mais elevada que a clorofila no mês de maio, 42,39 µg/L, em média, caracterizando um sistema com alta taxa de decomposição.

Nas câmaras de sedimentação, a concentração em maio foi de 138 µg/L 3 vezes a mais que as concentrações inicias e finais. Em março, obteve-se a menor amplitude de variação (1,2 vezes a mais).

As concentrações de nutrientes foram analisada principalmente pelas formas nitrogenadas e fosfatadas, as quais representam os nutrientes inorgânicos de maior importância para a produção do fitoplâncton (INFANTE 1988). O nitrogênio e o fósforo variam sazonalmente em função das entradas externas e disponibilidade a partir da liberação do material incorporado à biomassa vegetal e animal, devendo-se ainda considerar o estoque armazenado no sedimento e que pode ser liberado à coluna da água a partir de modificações ambientais (resultantes das alterações climatológicas).

O nitrogênio existe em formas combinadas, como amônio, nitrato, nitrito e uréia, sendo o nitrato geralmente o mais importante.

A amônia é o produto final da decomposição da matéria orgânica pelas bacterias heterotróficas (WETZEL, 1993). É encontrada na água, principalmente, sob a forma de íon amônio (NH_4).

Nos períodos secos (maio e agosto), as concentrações do íon amônio foram muito superiores às observadas no período chuvoso, sendo maiores no fundo, devido principalmente ao aumento da decomposição, além do que concomitantemente à diminuição do teor de oxigênio dissolvido e do pH no fundo. Todos esses processos facilitam, segundo ESTEVES (1988), a amonificação pela decomposição tanto aeróbica quanto anaeróbica da parte nitrogenada da matéria orgânica dissolvida e particulada por organismos heterotróficos.

Ademais, o processo de mineralização do plâncton morto na água começa na coluna da água, enquanto que a formação de amônio ocorre principalmente na camada superficial do sedimento (GORLENKO, et al. 1983).

Como a amonificação consome oxigênio, as concentrações deste gás durante os meses mais secos (maio e agosto) foram as menores registradas. Devido à maior concentração do amônio nesta época, pode-

se concluir que foi alto o grau de mineralização do nitrogênio contido na matéria orgânica presente.

As menores concentrações de nitrito na água da Lagoa do Taquaral que ocorreram durante o período chuvoso (março) podem significar diminuição da atividade bacteriana, talvez devidas à diminuição da taxa de amonificação nesta época, por conta da maior disponibilidae de oxigênio dissolvido no fundo.

Os maiores valores na concentração de nitrato durante os períodos mais secos (maio e agosto) podem ser devidos ao aumento na concentração do material na água, graças à diminuição do fator diluição ocasionado pela redução das chuvas, ou à diminuição da temperatura que influencia a velocidade das taxas de amonificação e desnitrificação, o que talvez permitisse os aumentos mencionados nas concentrações de nitrato.

O aumento da concentração de nitrato, algumas vezes, para o fundo da lagoa, não tem explicação lógica. Segundo WETZEL (1981), nos sedimentos que carecem de turbulência e em condições de concentração de oxigênio baixas ou nulas, a nitrificação diminui e, como conseqüência, o sedimento não aporta nitrato à coluna da água. Na maioria das vezes, entretanto, o nitrato mostrou comportamento contrário, pois diminuiu sua concentração para o fundo. Isto seria provavelmente ocasionado pela amonificação do nitrato, a qual seria, por sua vez, facilitada pela diminuição de oxigênio (período seco). No entanto, BARBOSA & TUNDISI (1989) documentaram tal comportamento atípico na distribuição vertical do nitrato como sendo o usual.

Considerando as diferentes épocas (março, maio e agosto), as distintas formas do nitrogênio mostraram diminuição marcada no período chuvoso (março) não observando-se diferenças significativas nas concentrações de nitrato, nitrito e amônio nas câmaras de sedimentação, com as concentrações iniciais e finais .

O fósforo é considerado o sexto elemento mais abundante na terra. É também caracterizado como o principal fator limitante da produção e responsável direto pela eutrofização. Segundo ESTEVES (1988), todas

as formas de fósforo presentes nas águas naturais, sejam de íon ou de complexo, encontram-se na forma de fosfato. Por isto é que, em trabalhos limnológicos utiliza-se esta denominação para referir às distintas formas de fósforo no ambiente aquático.

O mesmo autor enfatizou que, nos sistemas limnológicos, contrariamente às numerosas formas inorgânicas que o nitrogênio possa adotar, a única forma inorgânica significativamente importante de fósforo é o ortofosfato, também denominado fósforo inorgânico solúvel, por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos

As fontes de fosfato podem ser artificiais (esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas, etc) ou naturais (material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos). A fonte natural que mais fornece fosfato aos ecossistemas aquáticos tropicais, devido a presença de solos argilosos, é, sem dúvida, a sua liberação a partir do intemperismo das rochas, com posterior carregamento pelas águas de escoamento superficial, atingindo os cursos de água adsorvido às argilas (ESTEVES, 1988).

Segundo WETZEL (1981), a maior parte do fósforo nos lagos está na forma particulada (>045 µm) e representa cerca de 95% do fósforo total do sistema. Na Lagoa do Taquaral, o fosfato total dissolvido representou, em média, 17 a 26%, enquanto o fosfato inorgânico dissolvido, representou uma fração de 3 a 5%.

RIOS (1999), encontrou no reservatório de Salto Grande porcentagens de fosfato total dissolvido de 53% e fosfato inorgânico entre 25 e 40%. CALIJURI (1999), encontrou em Barra Bonita porcentagens de 11,85% para o fosfato total dissolvido e 6, 33% para o fosfato inorgânico. OLIVEIRA (1993) encontrou porcentagens variando entre 22 e 30%, para o fosfato total dissolvido, e entre 13 e 28%, para o fosfato inorgânico. Na Lagoa do Taquaral, em anos anteriores (1984), o fosfato total dissolvido representou 23% e o fosfato inorgânico 9% do fósforo total (MATSUMURA – TUNDISI et al. 1986).

As formas de fósforo estudadas tiveram os maiores valores no mês de maio (concentração média de fósforo total 90,49 µg/L, fosfato total

dissolvido 18,47 µg/L e fosfato inorgânico dissolvido 5,31 µg/L), apresentando os menores valores de fósforo total em agosto e das formas dissolvidas em março. Já os valores encontrados nas câmaras de sedimentação após 48 horas não apresentaram maior diferença na sua concentração, com as concentrações iniciais e finais, para o fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico, apresentando sem, o mesmo comportamento (menores concentrações em março e maiores em agosto).

RIOS (1993) e TEIXEIRA (1993) verificaram para os córregos e ribeirões da Bacia do Ribeirão do Feijão em São Carlos (SP), que as concentrações de fósforo e fosfato total e inorgânico dissolvidos e outros nutrientes, sofrem diluição no período de maior precipitação (verão). Esse fato também foi verificado por SÉ (1992), estudando o sistema lótico da Bacia do Ribeirão Monjolinho, em São Carlos SP.

MARICATO (1994), estudando o braço do Rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim, observou o efeito de diluição do fósforo total, que variou de 19,84 µg/L no período chuvoso a 23,76 µg/L no seco. OISHI (1996), estudando os tributarios do reservatório de Barra Bonita, verificou que as concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico dissolvido apresentaram picos durante a estiagem e uma queda na estação chuvosa. A mesma autora atribuiu este comportamento à possível ação de fontes pontuais de fosfato nos rios, sendo a ação das chuvas , fator de diluição dessas fontes.

MATSUMURA – TUNDISI et al. (1986), registraram para a Lagoa do Taquaral, em 1984, concentrações médias de 75,79 µg/L de fósforo total, 17, 26 µg/L de fosfato total dissolvido e 6,90 µg/L de fosfato inorgânico dissolvido. Esses resultados, se comparados com os obtidos neste trabalho, demonstram que esta lagoa continua sendo uma lagoa hipereutrofizada.

A presença de ortofosfato na água é geralmente pequena, mas depende de fatores como a densidade e atividade de organismos, especialmente fitoplanctônicos e de macrófitas aquáticas, os quais, durante a fotossíntese, podem assimilar grandes quantidades desse íon.

Em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o ortofosfato seja mais rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa (ESTEVES, op. cit.)

De acordo com STRASKRABA (1995), a concentração de fósforo num sistema aquático é resultado de dois processos: entrada de fósforo e sua transformação no corpo da água. Os processos biológicos de assimilação e liberação do fósforo pelo fitoplâncton desempenham papel dominante na transformação mas, processos físicos e químicos, como sedimentação, adsorção e liberação, também devem ser considerados.

As concentrações do fosfato inorgânico durante março foram baixas na superfície, sendo as menores quando comparadas com as registradas nesta mesma profundidade em maio e agosto. Estas baixas concentrações poderiam ser explicadas, segundo (WETZEL, 1981) que menciona dois fatos importantes: o aumento na concentração do fosfato inorgânico apresenta-se especialmente próximo dos sedimentos e nas últimas etapas de estratificação térmica; e o notável aumento da taxa de liberação de fósforo dos sedimentos que, de fato, praticamente duplica quando os sedimentos são perturbados pela turbulência.

A diminuição do fosfato inorgânico no sentido do fundo do lago, em maio e agosto, não tem explicação lógica, pois, durante estes dois meses, o teor de oxigênio dissolvido diminuiu para o fundo e estas diminuições deveriam ter ocasionado aumento da concentração deste nutriente para o fundo, já que segundo WETZEL (1981) o aumento de fosfato inorgânico no fundo do lago está ligado à presença de perfis clinógrados de oxigênio (baixas concentrações de oxigênio e anaerobiose). Nestes momentos, o sedimento acha-se totalmente reduzido, permitindo a liberação do fosfato inorgânico para a coluna da água e seu conseqüente aumento na coluna da água e aumento para o fundo do lago.

Estas baixas concentrações também poderiam ser explicadas pela chamada "circulação em curto circuito", ocasionada pelas temperaturas mais altas na superfície, as quais acelerariam a liberação de grande parte

do fósforo dos detritos ainda no epilímnio e mesmo antes de serem sedimentados.

Desde que a concentração de fosfato inorgânico é bastante variável por conta de sua rápida incorporação pelas comunidades aquáticas, o fósforo total é o melhor indicador do conteúdo deste nutriente num ecossistema qualquer (PAYNE , 1986).

Segundo WETZEL, (1981), ao redor de 70% ou mais do fósforo presente num sistema forma parte do fósforo sestônico ou particulado, enquanto que só uma pequena porcentagem se encontra sob a forma de fosfato inorgânico, 5% ou menos do fósforo total, pois é rapidamente reciclado no epilímnio.

O aumento do fósforo total para o fundo , durante os três períodos, pode ser explicado pelas mesmas razões do fosfato inorgânico e pela sedimentação de partículas algais e material fecal de origem animal (zooplâncton principalmente), que contribuem para o fluxo do fósforo aos sedimentos.

Na Lagoa do Taquaral, verifica-se pelas concentrações nas câmaras de sedimentação que os valores mais altos de fósforo total foram no mês de março e as menores concentrações no mês de agosto, sendo a estação 1 a que apresentou maior concentração para os três meses. Já os valores iniciais e finais mostraram um comportamento diferente - os maiores valores foram encontrados no mês de maio.

Observa-se, principalmente no mês de março, a maior amplitude de variação entre as médias das concentrações iniciais e finais e das câmaras de sedimentação do fósforo total, principalmente na estação 1, onde as concentrações iniciais foram de 73,38 µg/L e nas câmaras atingiram 435 µg/L (5 vezes mais). Em março e agosto, as diferenças foram menores. Por exemplo, em agosto as câmaras de sedimentação apresentaram uma concentração 2 vezes superior às concentrações iniciais e finais. LEITE (op. cit) encontrou diferenças entre as concentrações das câmaras de sedimentação e as concentrações iniciais de 7 vezes a mais.

De forma geral, os nutrientes essenciais (fósforo e formas nitrogenadas) apresentaram maiores concentrações durante o período I. estiagem (maio). Este fato pode ser o resultado do constante abastecimento de nutrientes provenientes do esterco das capivaras e dos gansos, além do aporte de compostos fosfatados, provenientes dos esgotos clandestinos que ali chegam.

Segundo TILMAN & KILMAN (1982), num dado momento a biomassa fitoplanctônica é função primária das taxas de suplemento de nutrientes e de perda de algas. Assim sendo, se as taxas de mortalidade das algas forem menores, os nutrientes acumular-se-ão como biomassa algal, de maneira que sua concentração no ambiente será baixa.

Esta relação pode ser demonstrada de forma simples, pela relação entre os teores de clorofila **a** ativa e de fósforo total (Clor. **a** : PT), de tal modo que, por um lado, quando esta razão for diretamente proporcional mostrará uma tendência ao acúmulo de nutrientes na biomassa algal e conseqüente diminuição das taxas de mortalidade algal. Por outro lado, se as taxas de mortalidade forem altas, o acúmulo de nutrientes na biomassa diminuirá e a significância da relação clorofila **a** : fósforo total tornar-se-á inversamente proporcional. Isto pode ser claramente observado na Lagoa do Taquaral, onde por exemplo, em maio, observou-se a maior concentração de fósforo total quando a concentração de clorofila **a** foi a menor, pela mortalidade das algas (maior concentração de feofitina), indicando que as maiores concentrações de fósforo podem estar associadas à senecência do fitoplâncton (via decomposição).

A sílica é outro nutriente importante, estando presente no ambiente aquático a partir da decomposição de minerais de silicato de alumínio (feldspato) que são mais freqüentes em rochas sedimentares. ((ESTEVES, 1988)). Geralmente, aparece com uma concentração moderada em águas doces e, por mais que possua pouca reatividade química, é de grande importância para o ciclo das diatomáceas.

Na Lagoa do Taquaral, observou-se distribuição e concentração semelhante em ambos os períodos estudados. A concentração média de silicato no período chuvoso foi de 2,68 mg/L e no F. estiagem (agosto)

2,30 mg/L, não se observaram diferenças significativas nas concentrações de sílica nas câmaras de sedimentação. Segundo WETZEL (1993), a sílica é medianamente abundante na água doce e sua disponibilidade pode exercer uma forte influência sobre o padrão geral da sucessão das algas e da produtividade nos lagos. Muitos organismos aquáticos possuem estruturas siliciosas, porém, elas são mais importantes para as diatomáceas.

A composição, abundância e a distribuição espaço-temporal dos organismos fitoplanctônicos nos ambientes aquáticos é influenciada pelos fatores físicos, químicos e biológicos. Dentre estes, estão envolvidos a estrutura geomorfológica do ambiente, as concentrações de nutrientes, as variáveis físicas (luz, temperatura, ventos), a predação por outros organismos e a competição entre as espécies, resultando em diferentes padrões de crescimento populacional. Estes e inúmeros outros fatores favorecem os processos evolutivos, tanto do ambiente como dos organismos que os compõem.

Segundo MARGALEF (1983), a distribuição do fitoplâncton resulta da interação entre os ciclos de vida das espécies e as propriedades seletivas do ambiente, que podem diferir tanto em nível espacial como ao longo do tempo. Dessa forma, a coexistência de espécies pode ser decorrente de uma maior eficiência ou adaptação de cada grupo em combinação com as características ambientais do local, sendo possível estabelecer determinada resposta comum a estímulos ou fatores específicos.

As cianoficeas são geralmente dominantes em ambientes ricos em nutrientes, sem grande instabilidade. As bacilarioficeas, em geral, preferem águas abertas, com bastante movimento. É possível que o processo de circulação, associado às altas temperaturas e condições químicas da coluna da água, favoreceram estes dois grupos na Lagoa do Taquaral.

De acordo com WETZEL (1983), cada espécie tem um nicho baseado em suas necessidades fisiológicas, dentro das variações de cada habitat. O conceito de nicho, citado por vários autores para a

comunidade fitoplanctônica, está definida, principalmente, pelas características nutricionais, nas quais as variações na composição e abundância do fitoplâncton acompanham mudanças na concentração de nutrientes. É, portanto, altamente previsível que a mudança na concentração de nutrientes ocasione variações na composição e abundância do fitoplâncton (HENRY, 1988).

A temperatura da água não constitui fator limitante para a biomassa e produção primária do fitoplâncton, porém, estabelece um limite de produção, quando outras variáveis são ótimas (DENICOLAS, 1996). No entanto, as interações entre a temperatura e fatores tais como a densidade, a turbulência, o aquecimento solar, os ventos e a mistura afetam a ecologia do fitoplâncton, alterando sua disposição espacial e temporal, suas condições de crescimento e as taxas de produção e biomassa, entre outras (ORLIK, 1994).

Segundo SILVA & ESPINDOLA (1996), a taxa de crescimento de *Microcystis sp.* é maior em temperaturas mais elevadas, e uma maior diversidade de espécies fitoplanctônicas causam uma maior competição e, conseqüentemente, diminuição de algas cianofíceas. Isto concorda perfeitamente com o acontecido no mês de maio quando foram as bacilariofíceas com 37,99 % e as cloroficeae com 38,96% as dominantes, más, não com o acontecido no mês de agosto, quando foram as cianoficeas as dominantes com 57,41%, apesar das temperaturas terem sido mais baixas.

Os maiores níveis de pluviosidade durante março levaram a um aumento da concentração de material particulado em suspensão que entrou no corpo da água, através do escoamento superficial de água dos entornos da lagoa. O aumento do material particulado interfere na disponibilidade da radiação solar subaquática, de forma que a zona eufótica sofre diminuição durante o verão (período chuvoso). No período intermediário (maio), apesar de ter sido muito seco, com quase zero de pluviosidade, observou-se reduzida transparência e altos valores de material em suspensão, devido ao grande rebanho de capivaras (aprox. 60), quase o tempo todo dentro da água, em virtude da forte seca.

As mesmas características do período chuvoso foram observadas por DOS SANTOS (1996), que afirmou que a entrada de material em suspensão no reservatório de Barra Bonita, durante o período de maior precipitação, causou mudanças na qualidade óptica da água e aumentou a influência da luz como fator limitante à produção primaria do fitoplâncton.

HENRY (1985), estudando o potencial de crescimento do fitoplâncton no reservatório de Barra Bonita, observou que em dezembro de 1981 (período de maior precipitação), a luz foi o principal fator limitante ao crescimento fitoplanctônico. Na Lagoa do Taquaral, também se apresentaram menores valores de densidade no período chuvoso, principalmente na estação 1 (mais profunda).

O tempo de retenção da água de um reservatório é determinado pelos níveis pluviométricos e pela operação da barragem (TUNDISI, 1990). Na Lagoa do Taquaral não foi possível medir o tempo de retenção da água por que os canais de efluente estão totalmente abertos (comportas quebradas) e o volume da água de saída e o tempo de retenção são determinados pelo índice pluviométrico (maior pluviosidade, menor tempo de residência e com menor pluviosidade, maior tempo de residência).

Para TUNDISI (1994), o vento e o tempo de retenção são as principais funções de força, atuantes no reservatório de Barra Bonita, sendo que alterações no tempo de retenção acarretam mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica, como aconteceu no presente trabalho, quando no período intermediário (que se apresentou como o mais seco, com quase zero de pluviosidade), as espécies de fitoplâncton mais abundantes não foram as cianofíceas, mas sim as bacilariofíceas e clorofíceas.

Neste trabalho, na Lagoa do Taquaral, a variação sazonal afetou a densidade fitoplanctônica, mas não a composição de espécies. Assim, as densidades foram maiores no período seco (agosto), quando o tempo de retenção foi maior, e as menores densidades foram verificadas no estudo do período chuvoso (março), quando o tempo de retenção foi menor. Nos

três períodos de estudo, *Microcystis aeruginosa* esteve presente, sendo a espécie dominante no período chuvoso (março) e período seco (agosto); porém, embora com alta porcentagem, não foi dominante no período intermediário, quando as espécies dominantes foram a Clorofícea *Scenedesmus sp.* e a Bacilariofícea, *Aulacoseira granulata*. Esta alternançia de dominância parece estar relacionada com o padrão sazonal de instabilidade da coluna da água. Segundo REYNOLDS (1997), com o aumento da instabilidade física da coluna da água, as espécies R-estrategistas (*Aulacoseira granulata*) teriam favorecido seu crescimento e a diminuição da turbulência, com o aumento da estabilidade física e o esgotamento dos recursos, daria lugar ao aparecimento das espécies S-estrategistas (*Microcystis aeruginosa)*, que dominariam até o início de um novo período de turbulência.

CALIJURI & DOS SANTOS (1996) encontraram menores tempos de residência no verão e coluna da água estratificada com total predomínio de *Microcystis aeruginosa*, para o reservatório de Barra Bonita.

FERREIRA (1998), por outro lado, encontrou maiores valores de tempo de residência da água no reservatório de Jurumirim, durante o período chuvoso; porém, as maiores densidades fitoplanctônicas foram observadas durante o período seco, com predomínio de *Microcystis aeruginosa*, como observado neste trabalho.

Segundo MARGALEF (1978) e REYNODS (1984), o fator físico determinante do crescimento das cianofíceas e que pode, inclusive, superar o efeito dos nutrientes, é a turbulência ou, alternativamente expressado, a estabilidade da coluna d`água. Segundo ele, uma coluna de água estável é o fator de máxima importância no desenvolvimento de "blooms" de cianofíceas em geral. Nestes casos, as cianofíceas são capazes de dominar e alcançar elevadas biomassas, embora o suplemento de nutrientes seja baixo (< 15 – 20 $\mu g/.L^{-1}P$).

No que diz respeito à estrutura da comunidade, é necessário perguntar o que causou sua mudança entre março, maio e agosto, isto é, quais foram os possíveis fatores que evitaram o crescimento ilimitado de

Microcystis. Uma resposta poderia ser o aumento da relação $Z_{mix} : Z_{eu}$, pelo aumento da mistura na lagoa, numa relação que funcionaria como um índice luminoso e seu aumento significaria problemas para *Microcystis* no que se refere à disponibilidade de luz, ou seja, o maior recurso limitante para esta alga (ZOHARY & ROBARTS, 1989). Segundo OLRIK (1994), as estrategistas **S**, como *Microcystis,* são maus competidores em condições de águas turbulentas, devido à limitação de luz nesses momentos. Essa limitação faria com que a cianofícea não conseguisse acumular os carboidratos suficientes para regular sua posição na coluna da água e, conseqüentemente, a cianofícea ganharia flutuabilidade; a alga ficaria, então, permanentemente no epilímnio, exposta às altas temperaturas e à radiação luminosa, sem possibilidade de descer a profundidades maiores para repôr os nutrientes (fósforo em especial); finalmente, gastaria as reservas orgânicas de fósforo e hidratos de carbono e o "bloom" terminaria por conta do aumento das perdas por sedimentação e tudo seria concordante com a hipótese de KROMKAMP et al. (1988), no sentido de que a situação de energia da célula é que determina sua capacidade de flutuação. Se o desenvolvimento de energia (como armazenamento de hidratos de carbono) é menor do que a capacidade de crescimento (compreendida como consumo de hidratos de carbono para crescimento), a célula aumentará sua flutuabilidade. O contrário acarretaria perda da flutuabilidade.

Embora exista na Lagoa do Taquaral abundância das formas de nitrogênio, não foram observados heterocistos, células especializadas na fixação de grande parte do nitrogênio atmosférico utilizado pelas cianoficeas, em ocasiões de limitação por este nutriente. A energia que seria gasta na fixação do nitrogênio atmosférico deve ter sido aplicada no crescimento populacional, visto que o grupo de algas que não utilizam heterocistos como *Microcystis aeruginosa,* são os que dominaram completamente durante todo o período de estudo.

Fatores ambientais controlados sazonalmente (alterações no fotoperíodo, insolação, turbulência e precipitação) influenciam a dinâmica dos nutrientes e o crescimento do fitoplâncton. A ação conjunta destes

fatores ambientais, influencia a variação periódica da abundância, dominância e composição de espécies fitoplanctônicas (REYNOLDS, 1988). Segundo este autor, as espécies respondem à variabilidade ambiental, ajustando os processos morfológicos, fisiológicos, reprodutivos e comportamentais, de maneira a maximizar a utilização de recursos disponíveis. Desta maneira, as espécies podem ser distribuídas em três grupos : **C**-estrategistas (células pequenas, alta relação superfície/volume, alta atividade metabólica, sensíveis às variações da radiação e suscetíveis à predação pelo zooplancton), **S**-estrategistas (células grandes, baixa atividade metabólica, baixa relação superfície/volume, mais sensíveis às mudanças de temperatura, resistentes à sedimentação e à predação, alta capacidade de estoque de nutrientes e tolerantes a estresses constantes) e **R**-estrategistas (tamanho intermediário, com alta relação superfície volume, alta taxa metabólica, rápida taxa de crescimento, dependendo de um alto coeficiente de turbulência e tolerantes a distúrbios).

Para este mesmo autor, estas estratégias não são mutuamente exclusivas e são bastante variáveis, como por exemplo, ambientes caracterizados por alta transparência, longo fotoperíodo e amplo fornecimento de nutrientes, parece favorecer espécies **C**-estrategistas; no entanto, se a água possuir temperatura acima de 15 ^{0}C e for bem misturada, poderá ocorrer um bom crescimento das **S** e **R** - estrategistas.

Todas as algas verdes pequenas, como as Chlorococcales, usam o diminuto tamanho e uma maior relação superfície volume para aumentar a capacidade de absorção de nutrientes, sendo uma vantagem competitiva importante em águas oligotróficas, com maior penetração de luz e baixa concentração de nutrientes. No entanto, em ambientes turbulentos com grande disponibilidade de nutrientes e grande penetração de luz, é comum a dominância das espécies de *Monoraphydium,* considerada uma espécie oportunista (HAPPEY-WOOD,1988).

As Chlorococcales, grupo taxonômico que apresentou maior quantidade de espécies na Lagoa do Taquaral, comporta organismos pequenos com alta relação superfície/volume e que apresentam maior

resistência à turbulência e uma dependência de níveis mais altos de radiação solar subaquática de forma que, segundo os critérios de REYNOLDS (1988), podem ser enquadradas como colonizadoras (C-estrategistas) e espécies tolerantes a perturbação (R-estrategistas).

HAPPEY-WOOD (op. cit.) coloca que, geralmente, o aparecimento das pequenas Chlorococcales coincide com o crescimento das pequenas diatomáceas, ocorrendo, porem, em maior quantidade logo após a estas.

REYNOLDS (1997) comenta que o crescimento das diatomáceas está diretamente relacionado com a proporção entre sílica, fósforo e com a disponibilidade de luz, sendo que as espécies de *Cyclotella* normalmente apresentam-se como dominantes em sistemas oligotróficos, enquanto que as espécies de *Aulacoseira* são mais bem representadas em sistemas eutróficos.

Neste trabalho, as espécies *Aulacoseira ambígua* e *Aulacoseira sp.* foram abundantes nos três períodos; porém, apresentam a maior densidade no período intermediário.

As Bacillariophyceae, da ordem Centrales, foram consideradas frequentes para o reservatório de Jurumirim por FERREIRA (1998), sendo que *Aulacoseira ambígua* e *Aulacoseira granulata* foram consideradas constantes somente para o F. estiagem.

Inúmeras hipóteses têm sido levantadas para explicar a dominância das cianoficeas nos lagos: alta temperatura, baixa intensidade luminosa, baixa razõe nitrogênio/fósforo, produção de substâncias inibidoras, habilidade para a flutuação e herbívora não efetiva, dentre outras.

SHAPIRO (1990) formulou a hipótese de que o pH elevado e os baixos teores de gás carbônico livre dariam às cianoficeas vantagem competitiva sobre as cloroficeas e bacilarioficeas, em função da habilidade destas em utilizarem o bicarbonato como fonte de carbono inorgânico.

As cianoficeas são organismos comuns em ambientes com estágios de trofia variados (PAERL, 1988). Como possuem a habilidade de estocar fósforo e fixar nitrogênio atmosférico, não podem ser

consideradas como indicadoras exclusivas de ambientes eutrofizados. FERREIRA (op. cit.) caracterizou o reservatório de Jurumirim como oligotrófico, tendo como espécie dominante *Microcystis aeruginosa*, encontrada durante o verão (janeiro / 94). DEBERDT (op. cit.) encontrou *Microcystis sp.* e *Pseudanabaena mucicola* como táxons predominantes, em estudo de curto período, no reservatório de Salto Grande, que se encontra em estágio avançado de eutrofização. Enfim, são ilimitados os estudos em diferentes lugares, com diferente estado trófico, onde são as cianofíceas, as algas predominantes. Neste trabalho, a Classe Cyanophyceae, através de *Microcystis aeruginosa,* mostrou-se dominante durante os períodos de estudo de março e agosto, mas não menos importante na coleta de maio.

As cianoficeas apresentaram maior densidade durante o período seco (agosto), período de maior instabilidade da coluna da água, maior tempo de residência e maior disponibilidade de luz.

As cianoficeas são organismos comuns em todos os tipos de climas e em todas as estações do ano. Sua habilidade de armazenar fósforo, como polifosfatos e de fixar nitrogênio elemento da atmosfera, permite-lhes sobreviver em águas de ampla gama de estados tróficos e manter crescimento mesmo durante os períodos posteriores à deficiência desses nutrientes (PAER, 1988).

A abundância deste grupo em determinados lagos tropicais rasos parece dever-se à posse de excepcionais mecanismos de flutuação, que lhes permite regular sua flutuabilidade e, conseqüentemente, sua posição na coluna de água (ROUND, 1981).

A caracterização da comunidade zooplanctônica da Lagoa do Taquaral, durante o presente estudo, foi feita somente em nível quantitativo dos três grupos mais importantes: Cladocera, Copepoda e Rotifera.

Nos sistemas aquáticos, a comunidade zooplanctônica representa um componente muito importante, sendo constituída por um conjunto extremamente variável de organismos.

Os fatores ambientais interferem na estrutura desta comunidade, promovendo alteração na composição de espécies e na densidade numérica. Estes fatores podem ser desmembrados em fatores físicos, químicos e biológicos. Por exemplo, a entrada de nutrientes e a conseqüente eutrofização de muitos corpos de água é atualmente um dos fatores de importância nas alterações químicas sofridas pelas comunidades planctônicas.

Segundo MATSUMURA – TUNDISI et al., (1990), dentre os fatores biológicos, a predação, competição e aspectos qualitativos e quantitativos dos recursos alimentares são, reconhecidamente, os mais importantes na determinação da composição da comunidade zooplanctônica. Segundo o autor, a interpretação da dinâmica do zooplâncton em ambientes tropicais pode ser complicada pela alta taxa de reprodução e pelo curto tempo de geração de determinados grupos. Como os rotíferos apresentam uma taxa de reprodução mais elevada, bem como um tempo de geração mais curto, desempenham papel relevante na produção secundária do plâncton, podendo inclusive ser os responsáveis por grande parte da ciclagem de nutrientes e fluxo de energia no meio aquático.

TUNDISI et al., (1993), enfatiza que Copepoda e Cyclopoida em lagos eutróficos assumem uma importância maior em relação a Copépoda Calanoida. Entretanto, MARGALEF (1983) relata que os Copepoda representam uma ordem de crustáceos que tem tido um êxito extraordinário na evolução. Um grande número de espécies ocorre em todas as águas e constituem uma fração importante de biomassa de zooplâncton, ao redor de 50%, tanto em águas marinhas como nas epicontinentais. Esta proporção está diminuindo nas águas eutróficas por causa do maior desenvolvimento de Cladócera e Rotífera. Enfatiza, ainda, que os Copepoda são mais efetivos que os Cladocera em migrar verticalmente e suas populações, embora sejam mais esparsas e menos diversas, uniformizam a interação com outras espécies sobre grandes extensões do Lago. Na Lagoa do Taquaral, como já relatado, Copepoda

foi o segundo grupo mais representativo, depois dos Rotíferos, estando em concordância com o exposto por Margalef.

Neste estudo, a análise da influência do regime hidrológico sobre os grupos componentes da comunidade zooplanctônica foi um dos objetivos, razão pela qual se fizeram amostragens no período chuvoso (março), período intermediário (maio) e período seco (agosto).

Os resultados indicaram mudanças quantitativas na abundância das comunidades zooplantônicas da lagoa. As menores abundâncias relativas foram registradas na estação 1 (mais profunda), nos períodos mais secos (maio e agosto). Os resultados evidenciaram que os diferentes grupos apresentaram, como uma média para a lagoa, valores mais elevados de densidade numérica na estação 2, para os três períodos (março, maio e agosto). Há, possivelmente, um conjunto de fatores responsáveis por este fato, mas o fator nutricional, em termos de abundância do fitoplâncton ou uma alteração na qualidade do alimento, pode ter sido o principal. Os resultados mostraram que, apesar das Cyanophyceae e particularmente o gênero *Microcystis* terem sido dominantes, outros grupos como as Chlorophyceae e bacillariophyceae foram relativamente também abundantes.

O fato da estação 2 ser a menos profunda contribui também para o aumento do zooplâncton, já que nas regiões mais rasas ocorre intensa decomposição de matéria orgânica. Os ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição favorecem o crescimento das bactérias e pequenos protozoários, que são também fonte de alimento para organismos zooplanctônicos.

OKANO (1994) afirma que as diferenças na complexidade de um local para outro, a diferença no número de nichos, as interações com outros organismos e a hidrodinâmica do reservatório, entre outros fatores, foram responsáveis pela diferenciada distribuição horizontal do zooplâncton, por ele estudada na represa de Monjolinho. Uma explicação similar também poderia ser adequada para a heterogeneidade espacial, em termos de abundância relativa, na comunidade zooplanctônica da Lagoa do Taquaral.

A disponibilidade e as características dos alimentos definem os grupos dominantes, cujas populações se ajustam às condições existentes.

As regiões tropicais e subtropicais são caracterizadas pelos regimes de seca e chuva. As altas temperaturas presentes nestes locais aceleram o metabolismo, proporcionando, dessa forma, uma maior dinâmica da produção de novos indivíduos para a comunidade zooplanctônica (MATSUMURA – TUNDISI & TUNDISI, 1976) .

Em relação à comunidade zooplanctônica da Lagoa do Taquaral, pode-se observar que as características físicas, químicas e biológicas favoreceram uma maior abundância dos grupos Rotifera e Copepoda.

No período chuvoso, a densidade dos organismos foi semelhante nas duas estações. Já nos períodos mais secos (maio e agosto), a densidade dos indivíduos para as duas estações foi diferenciada. A estação 2 (menos profunda) apresentou a maior densidade numérica, tanto de rotíferos como de copépodos.

Nos três períodos de coleta: chuvoso, intermediário e seco, sempre ocorreu a dominância de Rotifera na lagoa, em relação à densidade de organismos, e Copepoda, com uma única espécie, *Thermocyclops decipiens,* foi o segundo grupo mais abundante.

Segundo ESTEVES & SENDACZ, (1988), a dominância dos rotiferos está associada ao aumento do grau de trofia, o que está relacionado aos hábitos alimentares deste grupo, os quais incluem a ingestão de pequenas partículas como bactérias e detritos orgânicos, geralmente presentes em ambientes eutrofizados. Dessa forma, a distribuição de Rotifera na Lagoa do Taquaral pode ter sido influenciada pela concentração de material em suspensão.

A variação temporal na densidade dos organismos foi também determinada pela maior vazão de saída na lagoa (determinada visualmente, pela impossibilidade de ser medida). As menores densidades para o grupo de Rotíferos, foram verificadas no período chuvoso (março), no qual a lagoa apresenta menor tempo de residência da água. Segundo ROCHA et al (1999), os organismos como rotíferos,

protozoários e náuplios de copepodos são mais suscetíveis ao fluxo intenso devido ao seu tamanho e localização na coluna de água.

De acordo com ESTEVES & SENDACZ (1988), Cyclopoida são organismos filtradores que se favorecem em ambientes eutrofizados pela facilidade em capturar algas cianofíceas filamentosas ou coloniais, predominantes nesses ambientes, enquanto que a correlação entre Calanoida e o aumento no grau de trofia seria negativa por serem estes organismos filtradores seletivos. Os autores afirmam que ambientes eutrofizados desfavorecem a ocorrência de nanoplâncton, principal fonte de energia para macrofiltradores. Na Lagoa do Taquaral verificou-se a predominância de Cyclopoida como único grupo dos Copepoda, nos três períodos analisados.

RIETZLER (1995), verificou que *Mesocyclops longisetus* e *Thermocyclops decipiens* (Cyclopoida), desde a fase de copepodito I, são predadores potenciais de náuplios de Calanoida. A autora menciona que essa presa apresenta maior facilidade de captura por ser mais lenta que os Cladoceros, além do menor tamanho, sendo considerada importante para as fases inicias de vida dos predadores.

Apesar de diversos estudos enfocarem a relação direta de Cyclopoida com sistemas eutrofizados, estudos como o desenvolvido por ESPINDOLA (1994), têm demonstrado que a relação é mais nítida quando se avaliam as espécies de Cyclopoida e Calanoida, uma vez que existem diferenças significativas na seletividade alimentar dos organismos, sendo este um fator preponderante para que não ocorra a sobreposição total de nichos.

A dominância de Cyclopoida em relação a Calanoida em ambientes eutrofizados também foi verificada por TUNDISI et al (1988) em 23 reservatórios do Estado de São Paulo, tendo os autores observado uma razão Calanoida / Cyclopoida, diretamente relacionada ao estado trófico.

Muitos pesquisadores tem reafirmado a hipótese de que são maiores as densidades de rotíferos em relação aos demais grupos nos reservatórios brasileiros.

6.2 Taxas de sedimentação e Liberação de fósforo

Em relação à sedimentação, pode-se considerá-la como sendo um dos processos fundamentais que governam o metabolismo dos reservatórios, influenciando a regeneração de nutrientes no epilímnio, removendo matéria particulada para o fundo e controlando o suprimento de nutrientes para a comunidade bentônica.

A taxa de sedimentação para o fósforo apresentou variação entre as estações de coleta (1 e 2), indicando que as taxas estão associadas à morfometría da lagoa, carga alóctone de fósforo, produção autóctone, resuspensão de material e a disponibilidade na coluna da água.

Segundo BOSTROM et. al. (1988), os seis principais mecanismos de deposição do fósforo seriam a sedimentação de material alóctone (1) orgânico e (2) inorgânico, (3) matéria orgânica autóctone, (4) incorporação por organismos, (5) adsorção às partículas do sedimento e (6) fixação a compostos orgânicos na água do lago. Na Lagoa do Taquaral , observa-se um processo de deposição do fósforo, com preferência à maior sedimentação na estação 1.

A sedimentação do fósforo total na Lagoa do Taquaral ocorreu em maior proporção na estação 1 (mais profunda), variando, no período chuvoso (março), de 108,75 $mg/m^2.d$ a 44,27 $mg/m^2.d$ no F. estiagem (agosto).

O valor mais alto encontrado na lagoa foi superior aos valores reportados por LEITE (1988), em fevereiro de 1997 no reservatório de Salto Grande (68,4mg/m2.d) e os reportados por MARQUISA (1988), no reservatório de Barra Bonita, em março de 1996, (79,7 mg/m^2d) e Reservatório do Lobo (36,6 mg/m^2d) em setembro

Para o fósforo total, os valores mais altos de sedimentação foram obtidos no período das chuvas, igual aos de outros ambientes (Reservatório de Barra Bonita, Represa de Salto Grande, etc) , evidenciando que essas taxas correspondem à entrada alóctone de fósforo em função da maior incidência de chuvas e transporte de material para o corpo de água.

O escoamento superficial no período chuvoso eleva o transporte de material para o corpo de água e é um importante fator na variação sazonal das taxas de sedimentação.

O processo de sedimentação na Lagoa do Taquaral parece não estar intimamente ligado à vazão de seu principal afluente, o Riberão Anhumas, o qual, durante o período chuvoso, introduz uma enorme quantidade de material em suspensão alóctone, já que durante os três períodos de coleta a concentração de material em suspensão apresentou uma deposição menor na estação 2, que é a estação mais próxima do efluente, sendo maior na estação 1, o que demonstra também a alta produção autóctone da lagoa, atingindo valores máximos de 2,44 $g/m^2.d$, na estação 1, e 2,25 $g/m^2.d$, na estação 2.

Na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais, o sedimento é o compartimento que apresenta maior concentração de nutrientes, funcionando neste caso, como reservatório de nutrientes para os demais compartimentos (ESTEVES, 1988).

As características do sedimento podem influenciar física e quimicamente as condições ambientais da água. A área de superfície é a chave do fenômeno que controla a capacidade de adsorção. A área é inversamente proporcional ao tamanho da partícula. 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)

Na Lagoa do Taquaral, a análise da granulometria demonstrou que o sedimento esteve composto principalmente por silte (45%), areia (37%) e argila (18%). De acordo com WETZEL (1993), a dimensão das partículas é importante para o desenvolvimento de muitos organismos bentônicos.

No sedimento da Lagoa do Taquaral, com relação à matéria orgânica e inorgânica, não foram observadas diferenças nas concentrações nas duas estações de coleta, nas diferentes profundidades, nem entre os períodos: chuvoso e seco. A matéria inorgânica foi sempre superior a 80% .

Em relação ao conteúdo de fósforo no sedimento, foi observado maior acúmulo no período chuvoso , quando os valores atingiram, em média, um máximo de 122,75 mg/g, enquanto que o F. estiagem, apresentou um valor médio de 74,82 mg/g. ZANATA (op. cit) obteve valores similares tanto no período chuvoso quanto no F. estiagem, para o Reservatório de Salto Grande (122,54 e 112,18 mg/g), sendo estes valores similares aos encontrados na Lagoa do Taquaral no período chuvoso. A distribuição vertical do fósforo no sedimento não apresentou um padrão definido. Os valores foram semelhantes em toda a coluna.

CARMO (2000) obteve concentrações de fósforo no sedimento de 167,262 mg/g, no Lago das Garças (SP); RIOS (1999) encontrou valores superiores na concentração de fósforo no sedimento para a represa de Salto Grande (ambiente eutrofizado): 219,579 mg/g.

As concentrações de fósforo nos sedimentos variam muito entre os corpos de água. Segundo WETZEL (1993), os fatores mais importantes que influenciam nessas variações são: 1) a capacidade de retenção pelo sedimento, 2) as condições da água suprajacente e 3) a biota que habita o sedimento e altera o equilíbrio de troca e, portanto, a reciclagem deste elemento para a água.

De acordo com ESTEVES (1998), somente a eliminação de todas as fontes externas de nutrientes não é suficiente para que ecossistemas lacustres, em adiantado estágio de eutrofização, retornem através de mecanismos próprios à estabilidade ecológica original. A característica de um lago eutrofizado é o excesso de energia acumulada no sistema.

Interfaces água-sedimento e sedimentos superficiais têm um papel importante na estruturação e no funcionamento de numerosos meios aquáticos. Constituem fronteiras onde há sedimentação contínua de material orgânico particulado proveniente das camadas superiores fóticas. Por isso, são lugares privilegiados de mineralização de matéria orgânica e de reciclagem de nutrientes. A espessura da camada de sedimento superficial "biologicamente ativa" varia de alguns até dezenas de centímetros, dependendo do material sólido depositado, da turbulência, da atividade dos organismos bentônicos, etc. A liberação do fósforo do

sedimento para a água ocorre em condições de anoxia no hipolímnio (STUM & MORGAN, 1970).

SANTOS (1996) concluiu que, a partir de ensaios no laboratório, uma redução das concentrações de oxigênio a partir de 3,35 mg/L já seria suficiente para iniciar liberação desse elemento. Detectou também um aumento de 60% nas concentrações de fósforo na água intersticial quando o oxigênio dissolvido alcançou esta concentração. WETZEL (1993) relata que em sedimentos não perturbados com hipolímnio anóxico, em 2 ou 3 meses, o fósforo se desloca sem dificuldades de uma profundidade de, pelo menos, 10 cm para a água suprajacente, independente da origem do sedimento.

Segundo KURATA (1995), devido à decomposição da matéria orgânica através das atividades metabólicas de micróbios e animais bênticos, a água que preenche o espaço entre as partículas do sedimento (água intersticial) contém nutrientes (NH_4-N, NO_3-N, PO_4-P, etc.) em concentrações maiores do que na superfície livre do lago. As concentrações de nutrientes na água intersticial são normalmente mais elevadas na superfície do sedimento do que em camadas mais profundas e os nutrientes são liberados para cima, para a água do lago por difusão, de tempos em tempos, mesmo sob condições de calmaria. Os ventos fortes agitam as partículas dos sedimentos nas águas rasas, resultando em um retorno mais eficiente dos nutrientes dos sedimentos.

Em lagos rasos, fortemente eutróficos (hiper-eutroficos), no entanto, os sedimentos tornam-se freqüentemente anaeróbios devido ao consumo de oxigênio para a decomposição de matéria orgânica e estão sujeitos a processos químicos absolutamente diferentes. Através de reações desoxidantes, fosfato e metais (metais pesados, tóxicos também) que permaneceram insolúveis sob condições aeróbias transformam-se em formas solúveis e são liberadas do fundo do lago.

Os resultados obtidos nas câmaras de liberação de fósforo revelaram uma liberação de aproximadamente 25 µg/L, que segundo cálculos matemáticos isto corresponderia a uma massa liberada por área de 5 mgP/ m^2.d .

Os resultados obtidos, a partir destes dispositivos experimentais, devem ser interpretados mais como dados relativos do que como dados absolutos. Porém, incubações realizadas ao longo de um ciclo anual, com finalidade de determinar os fluxos de regeneração dos nutrientes ou a contribuição do sedimento no metabolismo geral de um sistema, dão informações sobre os períodos de maior e menor reciclagem dos nutrientes a partir dos sedimentos e maior ou menor influência do meio bentônico sobre o metabolismo da coluna da água.

Os esforços para melhorar a qualidade da água de reservatórios no sentido de impedir os florescimentos fitoplântonicos, através do manejo do fósforo, geralmente focalizam as fontes externas. A liberação de fósforo do sedimento para a coluna da água é pouco considerada em conta no manejo direto, por razões logísticas e econômicas, apesar de existir uma variedade de técnicas d recuperação (drenagem, remoção de sedimento, inativação química do fósforo, oxidação do sedimento e aeração do hipolimnio que tem sido aplicadas com sucesso (COOKE et. Al., 1986).

A contribuição da carga interna do fósforo, isto é, aquela liberada do sedimento para a coluna da água, muitas vezes pode exceder a carga externa. WELCH (1988) tem demonstrado que a retroalimentação do sedimento pode retardar as respostas aos esforços de recuperação aplicados em um lago.

Em relação a o estado trófico a Lagoa do Taquaral se encontra eutrofizada, comforme analisado neste estudo através do índice de TOLEDO et al (1983), devido às descargas constantes de efluentes industriais e domésticos, que chegam ao sistema através de fontes pontuais e difusas.

TUNDISI et al (1988), ao analisarem o estado trófico de 23 reservatórios advertem que, o uso das medidas de transparência do disco de Secchi devem ser utilizadas com ressalvas nas regiões tropicais, dada a alta concentração de material inorgânico carreado para os reservatórios nos períodos de maior precipitação. Dessa forma, para este trabalho foi utilizado o índice de TOLEDO et al., (op cit), que considera a limitação dos demais índices quando aplicados nas regiões tropicais.

CONCLUSÕES 7

- As características gerais da Lagoa correspondem com o pequeno tamanho da mesma e com sua localização no interior de uma cidade. Sob esta condição, no córrego que a abastece, predominam os aportes alóctones de matéria orgânica. Mas, estes aportes, não são somente os que determinam as características físicas, químicas e biológicas da lagoa, já que a sua produção autóctone também é alta.

- Os altos valores da concentração de fósforo total e, principalmente, material em suspensão no I. estiagem, demonstraram a elevada produção autóctone.

- A quantidade de material em suspensão e fósforo total depositado nas câmaras de sedimentação apresenta uma relação direta com o período chuvoso, demonstrando a elevada quantidade de material alóctone proveniente do Riberão Anhumas e a contribuição das fontes não pontuais no entorno da lagoa.

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

- O domínio dentre o zooplâncton da espécie de Cyclopoida, *Thermocyclops decipiens,* e dentre o fitoplancton de *Microcystis aeruginosa, demonstram o* estado eutrófico da lagoa.

8 RECOMENDAÇÕES

A monitorização de qualidade das águas sempre deve ser componente de todos os processos de planejamento 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);
- Monitoramento das características físicas, químicas e biológicas uma vez por mês;
- análise de orgânicos e inorgânicos em peixes (bioacumuladores; de contaminantes), uma vez por ano;
- análise de metais, e nutrientes no sedimento uma vez por ano;
- Realização do balanço de massa do fósforo na lagoa
- Aprofundamento na metodologia para o estudo da carga interna de fósforo.

- A utilização do índice de eutrofização, como aplicado no presente trabalho, é interessante, visto que é uma ferramenta que têm como objetivo simplificar uma série de parâmetros em valores inteiros, fáceis de entendimento para o público e para a comunidade científica.
- È necessária a implementação de trabalhos visando uma avaliação na dinâmica dos nutrientes, especialmente o fósforo, no sedimento.
- O estoque de nutrientes no sedimento e suas taxas de liberação podem comprometer a recuperação do lago após a eliminação das fontes pontuais, pelo que se deve aprofundar no conhecimento dos mesmos.
- É primordial a eliminação dos despejos orgânicos nos afluentes clandestinos , para o inicio de qualquer medida de recuperação desse corpo de água.

9

Referências Bibliográficas

ABOUL-KASSIM, T. A. (1993). Phosphates. **Critical Reviews in Environmental Science and technology,** v.23, n.4, p. 330 – 331.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) (1985). **Standard methods**: for the examination of water and wastewater, 6. ed. APHA, Washington, 1268 p.

ALLEN, S. E., GRIMSHAW, H. M., PARKINSON, J. A. & QUARMBY , C. (1974). **Chemical analysis of ecological materials.** Blackawell Scientific Publications. Oxford. 565 p.

BANENS, R. J., DAVIS, J. R. (1998). Comprehensive approaches to eutrophication mangement: the australian example. **Water Sciene and Technology, v. 37, n. 3, p. 217 – 225.**

BARBOSA, F.A.R. & TUNDISI, J.G. (1989) Diel variations in a shallow tropical Brazilian lake, 1: the influence of temperature variation on the distribution of dissolved oxygen and nutrients. Arch. **Hydrobiologia.,** 116(3): 333 – 349.

BEADLE, L. C. (1974). **The inland waters of tropical Africa**: an introduction to tropical Limnology**.** Lodnon: Longman Group Limited

BONDURANT, D.C. ; & LIVESEY, R. H. (1973) Reservoirs sedimentations studies. In: ACKERMANN, .W. C. et al., Ed. **Man-made lakes:** Their problems and Environmental /effects. Washington D. C. America Geophysical Union. P. 364 – 367

BORGES, J. T. (1998). **Avaliação do estado trófico e sanitário e adsorção de fósforo no sedimento da Lagoa do Taquaral – Campinas.** Dissertação (mestrado), UNICAMP. 120 p.

BOSTROM, B. (1988). Exchange of phophorus across the sediment-water interface. **Hydrobiologia,** V. 170, P. 229-244.

CARMO,C. F. (2000). **Aporte de nutrientes, nitrogênio e fósforo, e sua relação com os impactos antropogênicos em um lago urbano são Paulo. (SP), Brasil /** Dissertação (Mestrados) EESC/USP.138p.

CARVALHO, M. A. (1979). **A represa de Americana, São Paulo: aspectos físico-químicos e a variação das populações de Copepoda Cyclopoida de vida livre.** Tese de Doutorado. Instituto Biológico, USP, São Paulo, 80 p.

CALIJURI, M. C. & DOS SANTOS, A. C. (1996). Short-term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): empasis on the phytoplankton communities. **Hydrobiologia,** v. 330: p. 163 – 175.

CALIJURI, M. C. C. (1999). **A comunidade fitoplânctônica em um reservatório tropical (barra Bonita – SP).** Tese livre Docência, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos.

CHAPMAN, D. (1996). **Water Quality Assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** 2 ed. London: Chapman & Hall. 1996.

COELHO, M. P. (1993). **Análise do processo de assoreamento do reservatório de Americana- SP.** Dissertação de Mestrado, INPE, São José dos Campos, 137p.

COOKE, G. D., WELCH, E. B., PETERSON, S. A. & NEWROTH, P. R. (1986) **Lake and Reservoir Restoration.** Butterworths, Boston, 392p.

COOKE, G. D. WELCH, E . B & MARTIN , A. B. (1993) Effectivenes of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes. **Hydrobiologia,** 253, p. 323 - 335

COUTINHO, M. E. & BARBOSA, F. A. R. (1986). Distribuição vertical de matéria orgânica, nitrogênio orgânico total, fósforo total e algumas formas iôncas nos sedimentos recentes de 3 lagos de Minas Gerais. **Acta. Limnol.** V.1., p. 401 – 429

CRUZ, A. S. (1996). O veneno das Águas. **Revista Veja.** , ano 29, v.23, p. 38 – 41, 05 de junho.

DEBERDT, G.L.B. (1997). **Produção primária e caracterização da comunidade fitoplanctônica no reservatório de salto Grande (Americana – SP) em duas épocas no ano.** Dissertação de mestrado. EESC/USP. 104 p.

DENICOLAS, D. M. (1996). Periphyton responses to temperature at different ecological levels. P. 149 – 181. In R.J. STEVENSON, M.L. BOTHWELL & R.L LOWE (eds), **algal ecology,** freshwater bentic ecosystems. Academic Press

DONNER, J. (1956). **Rotifers**. London, Frederick Warne. 80 p.

DOS SANTOS, A. C. A. (1996). **Biomassa e estrutura da comunidade fitoplanctônica em curtos períodos de tempo no reservatório de Barra Bonita, S.P.,** São Carlos, Dissertação (mestrado), EESC/USP, 169 p.

ESPÍNDOLA, E. L. G. (1994). **Dinâmica da associação congenérica das espécies de *Notodiaptomus* (Copepoda, Calanoida) no reservatório de Barra Bonita, São Paulo**. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 363 p.

ESTEVES, F. A, BARBOSA, F. A, R. (1986). Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência Hoje,** v.27, n.5, p. 56-61, 1986

ESTEVES, F. A (1988) **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro, ed. Interciência / FINEP, 575 pp.

FABIANO, S. A , BENEZ, R. D. P., LOPES, C. R., (1985). Considerações sobre a eutrofização da Lagoa do Taquaral – Campinas – SP. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental,** Maceió, 1985

FASSBENDER, H. W. (1973). Simultane P-Bestimmung im N-kjeldal Ausfschlub von Bodenproben. **Die Phosphorsaure**, 30: p. 44 – 53.

FERREIRA, R. A. R. (1998). **Flutuações de curto prazo da comunidade fitoplanctônica na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, São Paulo), em duas estações do ano (seca e chuvosa).** São Carlos, Dissertação (Mestrado), EESC/USP, 176 p.

FORSBERG, C. (1998). Which policies can stop large scale eutrophication. **Water Science and Technology,** v.37, n.3, p.193-200.

FORSBERG, C. (1989). Importance of sediments in understanding nutrient cycles in lakes. **Hydrobiologia,** v. 37, n.3, p. 193 – 200.

FURNAS, M. J. (1992). The behavior of nutrients in tropical aquatic ecosystems. In: CONNELL, D. W. & HAWKER, D. W., Eds. **Pollution in tropical aquatic systems**. CRC Press, Inc., London, 252 p.

GINESELLA-GALVÃO, S. M. (1981). **Produção primária e suas relações com alguns fatores físicos e químicos em reservatórios do estado de São Paulo.** Tese de Doutorado, IO, USP, São Paulo, 2v.

GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S. & OHNSTAO, M. A. M. (1978). **Methods for physical and chemical analysis of fresh water**. 2nd. ed. - IBP. Handbook n° 8. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 213 p.

GORLENKO, V. M. DUBININA, G.A. & KUZNETSOV, s. i. (1983). **The ecology of aquatic organisms.** Stuttgart: E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlunng.

HAKANSON, L.; JANSSON, M. (1983). **Principles of lake sedimentology**. Spriger-verlag.

HAPPEY-WOOD, C. M. (1988). Ecology of freshwater planktonic green algae. In: C.D. SANDGREN (ED). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton.** Cambridge Univ. Press. Cambridge. P. 175 – 226.

HENRY, R., TUNDISIS, J. G., CURY, P. R. (1983). Fertilidade potencial em ecossistemas aquáticos: estimativa através de experimentos de eutrofização artificial. **Ciência e Cultura**, v.35, n.6,p. 789 – 800.

HENRY, R., HINO, K.; GENTIL, J.G.; TUNDISI, J. G. (1985). Primary production and effects of enrichment wit nitrate and phosphate on phytoplankton in the barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil). **Int. Revue ges. Hydrobiol.,** 70 (4): 561 – 573.

HENRY, R. (1986). O crescimento potencial do fitoplanctôn 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.

HENRY , R. & SIMÃO, C.A (1988). Aspectos zazonais da limitação potencial por N, P, e Fe, no fitoplâncton da represa de Barra Bonita (rio Tietê, SP). **Rev. Brasil. Biol,** 48 (1): 1:14.

INFANTE, A. G. (1988). **El plankton de las Aguas Continentales.** Secretaria General de la Organizacion de los estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington D.C, 131 p.

KENEFICK, S. L., HRUDEY, S. E., PETERSON, H. G., PREPAS, E. E. (1993). Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. **Water Science and Technology,** v. 27, n. 3 – 4,p. 433 – 440.

KIRK, J. T. O (1986). Optical limnological – A manifesto. In: DECKER, P. & WILLIAMS, W. D. (eds) **Limnology in Austria** . Dr. Junk Publ. Dordrecht. P. 33 – 62.

KORMONDY, E. J. (1976). **Concepts of ecology**. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 238 p.

KOROLEFF, F. (1976). Determination of nutrients. In: GRASSNOF, K., ed. **Methods of seawater analysis**. Verlag. Chemise. Weinhein, p.117-181.

KOSTE, W. (1978). **Rotatoria, die Radertiere Mitteleuropas, Uberrordnung Monogononta**. 2 v. Revision of M. Voigt. Vorntraeger, Berlin, 637 p.

KOZERSKI, H.P. (1994) Possibilities and limitations of sediment traps to measure sedimentation and resuspension. **Hydrobiología**, v. 284, p. 93 - 100

KREBS, C. J. (1972). **Ecology**: the experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row Publ., New York, 694 p.

KROMPKAMP, J. C., KONOPKA, A. & MUR, L. R. (1988) Buoyancy regulation in light-limited continuous cultures of *M. aeruginosa,* **Jour. Plankt. Res.,** 10: 171 –183.

KURATA, A; KIRA, T. (1995) **Aspectos da qualidade da água** In: Directrizes para o Gerenciamento de lagos. V. 3. p. 20 – 39.

LEITE, M. A. (1998). **Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (Americana – SP) e sua influencia sobre as características limnológicas do sistema.** Dissertação (Mestrado)- escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MACKERETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F. (1978). **Water analysis**: some revised methods for limnologist. Fresh Water Biological Association. Scientific Publication n° 36. Titus Wilson & Son Ltd., Kendall, 117 p.

MARGALEF, R. (1974) **Ecología**. Ediciones. Omega, Barcelona, 951 p.

MARGALEF, R. (1978) Life-forms of phytoplankton as survival alternativeves in na unstable enviroment. **Oceanol. Acta**, v.1, p. 493 – 509.

MARGALEF, R. (1983) **Limnologia.** Barcelona: Ediciones Omega, S.A., 1010p.

MARICATO, F.E. (1994). Caracterização **físico-química e sedimentação nas regiões de desembocadura dos rios Paranapanema e Taquari, e no reservatório de Jurumirim (alto Paranapanema – SP)**. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 205 p.

MARQUISA, G. C. (1998) **sedimentação e fluxo vertical de nutrientes em dois reservatórios de distintos estados tróficos (reservatórios do**

Broa e barra bonita – SP).São Carlos. 151p. Tese (Doutorado) – escola de Engenharia de São Carlos, - Universidade de São Paulo.

MARTINS, J. P. S. (1997). SANASA reforça tratamento de água contra algas do Atibaia. **Correio Popular,** Campinas, 4 set.

MARTINS, J. P. S. (1998). Algas no Rio Capivari põem SANASA em alerta. **Correio Popular,** Campinas, 28 jan.

MATSUMURA -TUNDISI, T. (1983). **Tipologia de reservatórios do Estado de São Paulo:** ecologia do zooplâncton e do fitoplâncton. Relatório técnico-científico, Processo n° 40.6021/91 - CNPq.

MATSUMURA – TUNDISI, T., HINO, K., ROCHA, O. (1986). Características limnológicas da Lagoa do Taquaral (Campinas S.P) – Um ambiente hipereutrófico. **Ciência e Cultura,** v. 38, n. 3 p. 420 – 425. 1986.

MATSUMURA – TUNDISI, T.; LEITÃO, S. N.; AGUENA, L. S.; MIYAHARA, J. (1990). Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. **Revista Brasil. Biol.,** v. 50 (4), p. 923 – 935.

MEHNER, T., BENNDORF, J. (1995). Eutrophication – a summary of observed effects and possible solutions. **Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua,** v.44, p30-40

MOED, & HALLEGRAEF, G. M. (1978). Some problems in the estimation of Chlorophyll-a and phaeopigments from pre and postacidification spectrophotometric measurements. **Int. Rev. ges Hydrobiol.**, vol. 63, n. 6, p. 787 - 800.

MOZETO, A. A & PATELLA, E. (1997). Como avaliar a qualidade da água de mananciais. **Ciência Hoje** , v. 22. N.127. p. 16 - 19

MOZETO, A. A (1999). Sedimentos e particulados lacustres: Amostragens e análises biogeoquimicas. Campos de Jordão . SP.

MULLER, E. (1997). Banning phosphates in detergents: Preventing contamination at the source. **EAWAGNEWS,** 42 e, P. 12 – 14.

NIEMER, E. (1989). **Climatologia do Brasil.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2ªed.

NUSH, E. A. (1980). Comparision of different methods for Chlorophyll and phaeopigments determination. **Arch. fur Hydrobiol.**, vol. 14, p. 562 - 565.

NUSH, E. A. & PALMER, G. (1975). Biologische methoden für die Praxis der gewässeruntersuchung. **Gmf. Wasser/Abwasser**, vol. 116, p. 562 - 565.

ODUM, E. P. (1971). **Fundamentals of ecology**. W. B. Saunders Company, Philadelphia, 574 p.

OHLE, W. (1978). Ebullition of gases sediment, condition and relationship the primary production of lakes. **Verth. Int.** p. 957 – 962

OSHI, M.K. (1996). **Caracterização do meio físico, das características físicas e químicas e de fluxo de nutrientes em tributários da bacia hidrográfica do reservatório de barra Bonita (Médio Tiete – SP).** Tese de Doutorado, escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 199p.

O`NEILL, P. (1993). **Environmental Chemistry**, 2. ed., London: Chapman & Hall.

OKANO, W. Y. (1994). **Análise da estrutura e dinâmica populacional da comunidae zooplanctônica de um reservatório artificial (represa de Monjolinjo, São Carlos, SP).** São Carlos. 128 p. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos.

OLIVEIRA, H. T. (1993). **Avaliação das condições limnológicas de um compartimento (Braço do Rio Capivara) e sua interação com o reservatório de Barra Bonita, SP., com ênfase na comunidade fitoplanctônica.** Tese (Doutorado), EESC/USP. 328P.

OLRICK, K. (1994). **Phytoplankton ecology**. Denmark: Danish Environmental Protection Agency.

PAERL, H. W. (1982). Chapter 17: interations with bacteria. In: CARR, N. C. & WHITTON, B. A (ed). **The Biology of Cyanobacteria.** Vol. 19: Botanical Monographs. 1st ed. Blackwell Scient. Publ. 688p.

PAERL, H. W. (1988). Growth and reproductive strategies of fresh water blue-green algae (Cyanobacteria). In SANDGREN, C.C. (Ed).**Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton.** Cambridge: Cambridge University Press. P. 261 – 305.

PAYNE, A. I. (1986). **The ecology of tropical lakes and rivers.** New York, John Wiley, 301 p.

PENNAK, R. W. (1958). **Freshwater invertebrates of the United States.** The Ronald Press Company, 769 p.

PÉREZ, G. R. (1992) **Fundamentos de Limnologia,** Neotropical. Editoreial Universidad de Antioquia – Colombia, 509 pp.

PIÃO, A. C. S. (1995). **Transporte de nitrogênio, fósforo e sedimentos pelo Riberão dos Carrapatos Município de Itai (SP), sua relação com usos do solo e outros impactos antropogênicos e a sua deposição no braço do Taquari (Represa de jurumirim).** Tese (Doutorado) EESC/USP, São Carlos, 194p.

PORTER, K.G. (1977). Plant-Animal interface in fresh-water ecosystems. **American Scintist** 65: p.159 - 170

POURRIOT, R. & FRANCEZ, A. (1986). Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises: Rotiférés. **Bulletin de la Société Linnéene de Lyon**. vol.55, n.5, p.1-37.

REYNOLDS, C. S. (1984). **The ecology of freshwater phytoplankton.** Cambridge, Camb. Univ. Press. 384 p.

REYNOLDS, C. S. (1988). The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freswater phytoplankton. Verh. Int. Verein. Theor. **Angew. Limnol.**, 23: 683-691

REYNOLDS, C. S. (1997). **Vegetation Processes in the Pelagic: A model for ecossistem theory.** Oldendorf. Ecology Institute, 371 p.

RIOS, L. (1993). **Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da Bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (estado de São Paulo).** Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Usp, São Carlos, 146 p.

RIOS,L. (1999). **Distribuição espaço – temporal e balanço de massa do fósforo n represa de Salto Grande – Americana (SP.)** Tese (Doutorado) – EESC/USP.

ROSA, F. et al (1991). Sampling the settling suspended particulate matter (SPM). In: MUDROCH, MaCKNIGHT, S.D. eds **Handbook of Techinique for Aquatic Sediments Sampling**. CRC – Press.

ROUND, F. E. (1981). **The ecology of algae.** London: Cambridge University Press.

SALAS, J. H., MARTINO, P. (1991). A simplified Phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v2, n.3, p. 341–350.

SHAPIRO, J. (1990). Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO^2 and pH. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** V. 24, p. 38-54

SAWYER, C. N., Mc CARTY, P. ., PARKIN , G. F. (1994). "**Chemistry for the Environmental Engineering**", 4 ed. McGraw-HillBook Company, 658 p.

SEGERS, H. (1995). **Rotifera**: the Lecanidae (Monogononta). The Hague, SPB. 226 p V.2 (Guides to the Identification of Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, 6).

SEGERS, H. (1996). Introtuction to the practice of identifying Rotifera. In: **INTERNATIONAL TRAINING COURSE on LAKE ZOOPLANKTON: a tool in lake management**. Gent, Universiteit Gent. 69 p.

SILVA, M.P.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (1996) Efeito da variação da temperatura na taxa de crescimento de *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) e *Monoraphidium pusillum* (Clorophyceae). In: **Simpósio do curso de Ciências da Engenharia Ambiental,** São Carlos. P.110 – 112. Anais.

SMIRNOV, N. N. (1992). **The Macrothricidae of the world**. The Hague, SPB. 143 p (Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, 1).

STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. (1960). A manual of sea water analysis. **Bull. Fish. Res. Be. Cam.**, vol.125, p.1-185.

STUMM, W. & MORGAN, J. J. (1981). **Aquatic Chemistry**: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley & Sons, New York.

TEIXEIRA, D. (1993). **Caracterização limnológica dos sistemas lóticos e variação temporal e espacial de invertebrados bentônicos na Bacia do Ribeirão do Feijão (São Carlos – S.P).** Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 210 p.

TEIXEIRA, C., TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. (1965). Plankton studies in a mangrove II; the standing-stock and some ecological factors. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, vol.24, p.23-31.

TILMAN, D.; KILHAM, S.S. & KILHAM, P. (1982) Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. Ann. Rev. Ecol. Syst., 13: 349 –372.

TRINDADE, M. (1980). **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas - Itirapina, SP)**. Dissertação (Mestrado). Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 219p.

TOLEDO, AP., TALARICO,M., CHINEZ, S.J.M., AGUDO, E.G. (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In 12^0 Congresso Brasileiro da Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais.** Camboriú (SC)

TROPPMAIR, H. (1975) – Regiões ecológicas do Estado de São Paulo. **Biogeografia**, 10: 1-24.

TUNDISI, J. G. (1969). **Produção primária, "standing stock" e fracionamento do fitoplâncton na região lagunar de Cananeia.** Tese (Doutorado) - USP, São Paulo, 131 p.

TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (1977). Principais métodos de abordagem no estudo de ecossistemas. **Ciência e Cultura,** vol.29, n.2, p.151-156.

TUNDISI, J. G. (1978). O ecossistema como unidade ecológica. **Anais** do Simpósio sobre a Comunidade Vegetal como Unidade Biológica, Turística e Econômica. Acad. Ciências E. S. Paulo, p. 3 - 13.

TUNDISI, J. G. (1986). Limnologia de represas artificiais. **Bol. De Hidráulica e saneamento,** v.11, p. 1 – 46

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA – TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. (1988). Limnologia e Manejo de Represas. Série **Monografias em Limnologia: Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo** .p.165 – 204.

TUNDISI, J. G. (1990). Distribuição espacial, sequencia temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas; fatores limitantes e controladores. **Ver. Brasil. Biol.** V. 50, n. 4, p. 937 – 955.

TUNDISI, J. G. MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O.; HENRY, R.; CALIJURI, M. C. (1993). Mecanismos de funcionamento de reservatórios (estrutura e função) em relação a bacia hidrográfica. 491 p. Segundo relatório do Projeto Temático FAPESP.

TUNDISI, J. G. (1994). Tropical Sout America: Present and Perspectives. In MARGALEF, R. (ed) **Limnology now. A paradigm of planetary problems.** Elsevier Science B.V. Amsterdam. New York. Tokyo.

VINER, A. B. & SMITH, I. R. (1973). **Geographical, historical and physical aspectos of Lake George**. Proc. R. Soc. Lond., B, 184: 235 – 270

WELCH, E.B. (1988). In-lake eutrophication control: Progress and limitations, in **Water pollution Control: in Asia,** IAWPRC, p. 37 - 43

WETZEL, R. G. (1981). **Limnologia.** Ediciones Omega, Barcelona. 677p.

WETZEL, R. G. (1983). **Limnology**. 2nd ed. Saunders College Publishing. Philadelphia, 767 p.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. (1991) **Limnological analisys.** 2 ed. New York, Springer Verlag. 391 p.

WETZEL, R.G. (1993). **Limnologia.** Trad. Por Maria Jose Boavida. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 919p.

ZANATA , L. H. (1999). **Heterogeneidade ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana / SP), com ênfase na distribuição das populações de cladocera.** Dissertação (Mestrado) EESC/USP. 203p.

ZOHARY, T. & ROBARTS. R.D. (1989) Diurnal mixed layers and long-term dominance of *Microcystis aeruginosa*. **Jour. Plankt. Res.**, 11: 25 – 84.

ANEXOS

Tabela 1 – Valores médios mensais de temperatura do ar (^{0}C), precipitação (mm), velocidade do vento (m/s), umidade relativa do ar (%) e insolação (h/d)

	Temperatura (^{0}C)	Precipitação (mm)	Insolação (h/d)	Umidade relativa (%)	Vento (m/s)
Janeiro	24,4	293,8	4,6	73,3	2,5
Fevereiro	24,1	251,7	4,8	76,1	2,5
Março	24,0	132,4	4,4	73,9	3,1
Abril	22,4	0,8	8,0	63,6	2,3
Maio	19,6	3,2	3,4	64,3	1,8
Junho	20,6	4,9	2,2	60,7	1,5
Julho	17,5	83,0	2,3	67,7	1,7
Agosto	19,9	67,4	1,8	65,0	2,9
Setembro	21,2	76,9	6,8	70,7	3,8
Outubro	25,0	60,3	6,3	74,6	2,9
Novembro	23,4	276,2	7,0	83,0	2,8
Dezembro	23,9	216,7	3,8	86,2	3,2

Tabela 2 - Valores da Precipitação (mm), temperatura do ar (^{0}C) e Velocidade do vento (m/s) para os dias de coleta

	Temp. (^{o}C).	Precipitação (mm)	Vento (m/s)
12/3/00	22.6	6,7	3,7
13/3/00	22,1	0,0	3,5
14/3/00	22,3	0,0	3,0
15/3/00	22,1	0,0	3,5
15/5/00	20,7	0,0	0,0
16/5/00	21,0	0,0	3,0
17/5/00	19,7	0,0	2,7
18/5/00	15,60	0,0	1,3
8/5/00	22,5	0,0	0,0
09/8/00	23,4	0,0	0,0
10/8/00	19,0	0,0	3,7
11/8/00	16,40	1,5	5,7

Tabela 4 - variação espaço – temporal dos valores de oxigênio dissolvido (mg/L) nas duas estações na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 – 15 de março), intermediário (16 – 18 de maio) e seco (9 – 11 de agosto) de 2000.

Profundidade (m)	Oxigênio dissolvido (mg/L) Hora de coleta: 9:00 – 10:30											
	13/março		15/março		16/maio		18/maio		9/agosto		11/agosto	
	E1	E2	E!	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
0,0	7,63	7,41	7,19	7,91	11,3	11,91	8,32	8,28	11,96	12,05	10,01	10,27
0,25	7,63	6,63	7,27	7,75	11,52	12,3	8,35	8,23	11,86	12,29	9,92	10,16
0,50	7,68	7,29	7,34	7,74	11,53	12,65	8,3	8,21	12,51	12,05	9,93	9,94
0,75	7,76	7,39	7,38		11,66	12,59	8,18	8,14	12,11	12,46	9,62	10,27
1,00	7,81	7,49	7,45	7,75	11,56	12,27	8,1	7,87	11,53	12,26	9,68	10,04
1,25	7,85	7,59	7,51	7,78	11,36	12,11	8,02	7,67	11,06	12,28	9,64	10,09
1,50	7,86	7,64	7,54	7,81	11,42	11,06	7,78	7,66	11,01	11,71	9,37	10,12
1,75	7,89	7,68	7,56	7,83	11,19	8,85	7,68	7,63	10,43	11,26	9,43	9,95
2,00	7,9	7,71	7,59	7,84	10,88	7,4	7,66	7,71	9,66	10,98	9,52	8,78
2,25	7,92	7,74	7,63	7,86	10,26	6,21	7,59	7,67	9,15	10,44	9,12	8,08
2,50	7,92	7,75	7,66	7,87	6,72	5,37	7,58	7,66	8,71	9,61	8,11	6,58
2,75	7,94	7,77	7,7	7,9	5,1	4,91	7,52	7,66	7,92	9,64	6,56	5,72
3,00	7,95	7,79	7,71	7,94	4,88	4,46	7,54	7,46	6,70	7,70	5,65	5,1
3,25	7,95	7,81	7,75	7,96	4,67	4,15	7,52	7,47	5,56	6,62	5,25	4,45
3,50	7,96	7,82	7,77		3,74	4,12	7,71	7,31	5,25	4,93	4,91	2,91
3,75	7,97		7,77		3,58	4,09	7,77	6,74	4,85		4,55	0,97
4,00	7,98		7,79		3,45		7,87		4,29		2,78	
4,25	7,97		7,81		2,91		8,11		3,97		2,4	
4,50			7,82		2,69		8,35		3,70		2,09	
4,75			7,84		2,62				3,66		1,97	
5,00											0,65	

Tabela 5 - Variação espaço – temporal dos valores de temperatura (^0C), nas duas estações na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 – 15 de março), intermediário (16 – 18 de maio) e seco (9 – 11 de agosto) do 2000.

Profundidade (m)	Temperatura (^0C) Hora de coleta: 9:00 – 10:30											
	13/março		15/março		16/maio		18/maio		9/agosto		11/agosto	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
0,0	24,6	25,1	23,7	24,3	21,9	23,0	21,6	21,6	19,9	20,3	18,8	19,0
0,25	24,6	25,1	23,9	24,3	21,8	22,5	21,5	21,7	19,8	20,5	18,8	19,0
0,50	24,5	25	23,9	24,3	21,8	22,1	21,5	21,6	19,7	20,5	18,8	19,0
0,75	24,4	24,9	23,9	24,3	21,7	21,9	21,4	21,5	19,5	20,5	18,7	19,0
1,00	24,2	24,7	23,9	24,3	21,6	21,7	21,4	21,4	19,4	20,5	18,7	19,0
1,25	24,1	24,5	23,9	24,3	21,6	21,7	21,4	21,4	19,2	20,3	18,7	19,0
1,50	24,1	24,5	23,9	24,3	21,6	21,7	21,4	21,4	19,2	19,8	18,6	18,9
1,75	24,1	24,4	23,9	24,3	21,6	21,6	21,4	21,4	18,8	19,1	18,6	18,9
2,00	24,1	24,4	23,9	24,2	21,6	21,4	21,4	21,4	18,4	18,8	18,6	18,8
2,25	24,0	24,3	23,9	24,1	21,5	21,4	21,4	21,4	18,3	18,6	18,4	18,7
2,50	24,0	24,3	23,8	24,1	21,4	21,3	21,4	21,4	18,3	18,4	18,3	18,6
2,75	24,0	24,3	23,8	24,1	21,3	21,3	21,4	21,3	17,8	18,2	18,1	18,4
3,00	24,0	24,3	23,8	24,1	21,3	21,3	21,4	21,3	17,6	18,1	18,1	18,2
3,25	24,0	24,3	23,7	24,0	21,3	21,3	21,4	21,3	17,6	18,1	18,0	18,1
3,50	24,0	24,2	23,7	23,9	21,3	21,3	21,4	21,2	17,6	17,8	17,9	18,0
3,75	23,9		23,7	23,8	21,3	21,3	21,4	21,2	17,6		17,8	17,9
4,00	23,9		23,7		21,3		21,4		17,6		17,7	17,8
4,25	23,6		23,0		21,3		21,3		17,6		17,7	17,8
4,50			23,6		21,3		21,3		17,5		17,7	
4,75			23,6		21,3				17,5		17,7	
5,00											17,7	

Tabela 6 - Variação espaço – temporal dos valores de pH, nas duas estações na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 – 15 de março), intermediário (16 – 18 de maio) e seco (9 – 11 de agosto) de

Profundidade (m)	pH Hora de coleta: 9:00 – 10:30											
	13/março		**15/março**		**16/maio**		**18/maio**		**9/agosto**		**11/agosto**	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
0,0	5,58	5,56	6,16	5,86	7,66	8,19	6,62	6,61	7,75	7,65	7,44	6,68
0,25	5,58	5,63	6,15	5,84	7,89	8,3	6,79	6,77	7,92	7,64	7,34	6,61
0,50	5,57	5,62	6,0	5,81	7,89	8,25	6,79	6,79	7,65	7,52	7,64	6,52
0,75	5,59	5,58	5,92	5,79	7,83	7,94	6,77	6,78	7,65	7,57	7,0	6,45
1,00	5,57	5,52	5,88	5,74	7,72	7,75	6,74	6,73	7,47	7,5	7,01	6,4
1,25	5,55	5,44	5,81	5,75	7,53	7,52	6,66	6,66	7,28	7,41	6,55	6,41
1,50	5,53	5,41	5,80	5,73	7,35	7,29	6,54	6,58	7,10	7,18	6,78	6,4
1,75	5,54	5,38	5,75	5,71	7,19	6,81	6,39	6,49	6,99	6,8	6,52	6,39
2,00	5,55	5,4	5,71	5,68	7,0	6,5	6,25	6,38	6,83	6,81	6,41	6,39
2,25	5,5	5,35	5,72	5,65	6,94	6,31	6,19	6,29	6,62	6,73	6,4	6,25
2,50	5,5	5,4	5,62	5,64	6,64	6,15	6,16	6,22	6,58	6,65	6,3	6,14
2,75	5,49	5,37	5,54	5,63	6,21	6,05	6,14	6,18	6,51	6,38	6,14	6,02
3,00	5,43	5,32	5,49	5,6	6,09	5,98	6,12	6,14	6,42	6,28	6,93	5,88
3,25	5,45	5,3	5,45	5,52	6,03	5,93	6,10	6,11	6,01	6,32	5,9	5,83
3,50	5,44		5,37	5,41	5,97	5,68	6,10	6,1	6,10	6,02	5,85	5,77
3,75	5,42		5,33	5,33	5,9	5,60	6,10	5,95	5,90		5,81	5,7
4,00	5,36		5,28		5,86		6,11		5,99		5,7	5,56
4,25	5,35		5,26		5,84		6,11		5,75		5,67	
4,50			5,15		5,81		6,09		5,76		5,69	
4,75			5,12						5,65		5,65	
5,00											5,6	

Tabela 7 - Variação espaço – temporal dos valores de condutividade (µS/cm), nas duas estações na Lagoa do Taquaral – Campinas (SP), no período chuvoso (13 – 15 de março), intermediário (16 – 18 de maio) e seco (9 – 11 de agosto) de 2000.

Profundidade (m)	**Condutividade (µS/cm) Hora de coleta: 9:00 – 10:30**											
	13/março		**15/março**		**16/maio**		**18/maio**		**9/agosto**		**11/agosto**	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
0,0	62	58	58	31	150	150	154	153	143	144	142	145
0,25	62	58	58	32	150	150	154	154	143	144	145	145
0,50	60	57	58	31	150	150	154	154	143	143	145	145
0,75	60	57	58	31	150	150	154	154	143	144	145	145
1,00	60	57	58	31	150	150	154	154	143	144	145	145
1,25	60	57	58	31	150	150	154	154	143	144	145	145
1,50	60	57	58	31	150	150	154	154	143	145	145	145
1,75	60	58	58	31	150	150	154	154	142	144	145	145
2,00	59	58	58	31	150	150	154	154	142	143	145	145
2,25	60	58	58	31	150	150	154	154	142	143	145	145
2,50	59	58	58	31	150	150	154	154	142	143	145	145
2,75	60	57	58	31	150	150	154	155	142	143	144	145
3,00	60	57	59	31	150	150	154	155	143	143	144	145
3,25	60	58	59	31	150	150	154	155	143	143	144	144
3,50	59	58	59	32	150	150	153	156	143	144	144	145
3,75	59		59		150		154	157	143		144	145
4,00	59		60		150		154		144		144	214
4,25	58		60		150		153		144		145	
4,50			60		150		164		144		146	
4,75			80		150				145		146	
5,00											425	

TABELA 8 – Valores de material em suspensão (total, orgânico, e inorgânico) mg/L, obtidos na Lagoa do Taquaral (Campinas – SP) nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

	13/ março	15/março	16/maio	18/maio	9/agosto	11/agosto
E1 superfície	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**
orgânico	8,38	9,57	9,23	9,80	5,20	7,65
inorgânico	1,60	8,70	0,38	2,85	1,60	1,46
Total	9,98	18,27	9,61	12,65	6,80	9,11
media	14,18		11,13		7,95	
E1 fundo						
orgânico	7,8	10,01	12,31	10,26	6,10	6,50
inorgânico	1,7	2,20	1,80	2,60	0,40	0,20
total	9,6	10,21	14,11	12,86	6,50	6,70
media	9,91		13,48		6,6	
E2 superfície						
Orgânico	8,46	10,63	7,93	7,23	7,16	8,00
inorgânico	2,16	2,06	0,53	0,48	0,16	0,50
total	10,62	12,70	8,46	7,71	7,33	8,50
media	11,66		8,08		7,91	
E2 fundo						
orgânico	9,125	9,66	9,80	10,27	5,57	6,00
inorgânico	2,60	2,17	2,00	1,200	0,200	0,400
total	11,72	11,32	11,80	11,46	5,76	6,40
media	11,52		11,63		6,08	

TABELA 9 – Valores de fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico e silicato obtidos na Lagoa do Taquaral – Campinas SP. nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) de 2000

Estação	Fósforo total (µg/L)						Fosfato total dissolvido (µg/L)						Fosfato inorgânico (µg/L)						Silicato (mg/L)					
	13 març	15 març	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost	13 março	15 março	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost	13 março	15 março	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost	13 março	15 março	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost
E1 superfície	66,51	85,37	76,86	92,01	70,94	71,14	10,93	13,16	19,78	18,04	17,32	17,99	1,51	0,59	9,25	4,22	2,22	2,86	2,71	2,65	2,57	2,36	2,47	2,20
E1 Fundo	80,25	87,07	110,6	95,61	78,14	64,46	18,37	12,53	17,45	20,16	17,26	15,83	7,01	1,39	7,72	1,56	2,02	2,18	2,56	2,68	2,21	2,39	2,34	2,05
Média E1	79,80		93,77		71,17		13,75		18.85		17,10		2,62		5,68		2,32		2,65		2,38		2,26	
E2 superfície	78,32	90,54	67,62	91,97	67,67	71,34	15,56	15,11	16,82	16,04	20,61	21,51	2,38	1,60	3,72	5,05	4,09	1,74	2,55	2,74	2,33	2,31	2,31	2,38
E2 fundo	88,82	82,53	96,67	92,53	73,63	65,20	15,03	14,58	21,73	16,96	19,02	21,25	4,80	2,88	8,00	2,98	2,38	6,05	2,80	2,75	2,55	2,29	2,35	2,29
Média E2	79,32		87,19		69,46		15,07		17,88		20,59		2,91		4,93		3,54		2,71		2,38		2,30	

TABELA 10 – Valores de nitrato, nitrito, amônio, obtidos na Lagoa do Taquaral – Campinas SP. nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) do 2000

Estação	Nitrato (µg/L)						Nitrito (µg/L)						Amônio (µg/L)					
	13 março	15/ março	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost	13 março	15/ março	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost	13 março	15/ março	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost
E1 superfície	472,93	460,4o	745,12	767,13	721,99	628,54	33,36	31,72	37,47	41,67	45,69	40,79	35,55	22,58	405,65	575,34	253,17	350,44
E1 Fundo	453,59	429,28	648,27	749,44	636,69	641,00	35,01	31,89	40,06	41,48	45,14	46,43	38,76	29,01	642,15	545,01	466,11	493,35
Média E1	454,05		727,49		657,05		32,99		40,17		44,51		31,47		542,03		390,76	
E2 Superfície	473,92	478,73	691,36	721,91	728,93	754,30	33,69	35,67	35,03	43,16	46,25	47,59	34,96	20,87	417,93	572,00	316,56	362,65
E2 fundo	469,54	485,83	714,67	735,54	705,76	686,41	33,75	35,39	42,01	42,06	46,98	47,11	32,25	22,49	580,42	578,11	385,26	405,4
Media E2	477,01		715,87		718,85		34,62		40,36		46,98		27,64		539,57		379,11	

TABELA 11 – Valores de Clorofila *a* e feofitina, obtidos na Lagoa do Taquaral – Campinas SP. nos períodos: chuvoso (13 e 15 de março), intermediário (16 e 18 de maio) e seco (9 e 11 de agosto) do 2000

estação	Clorofila *a* (µg/L)						Feofitina (µg/L)					
	13 março	15 março	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost	13 março	15 março	16 maio	18 maio	9 agost	11 agost
E1 superfície	34,41	74,4	13,48	32,55	35,34	21,39	19,29	28,83	46,08	32,55	19,66	21,25
E1 Fundo	25,57	35,80	15,81	30,22	26,04	26,04	30,08	48,82	72,07	38,13	22,13	17,25
Media E2	42,54		23,01		27,20		31,75		47,20		20,07	
E2 Superfície	26,04	60,91	18,13	26,50	33,01	32,55	27,66	10,69	19,94	45,10	9,3	14,97
E2 fundo	27,9	46,03	32,55	19,53	28,36	26,97	43,38	41,52	34,82	50,45	12,97	18,92
media	40,22		24,17		30,22		30,81		37,57		14,04	

TABELA 13 – Matéria orgânica e inorgânica no sedimento das estações 1 e 2 nos períodos: chuvoso (15 de março) e seco (11 de agosto) do 2000

Profundidade (cm)	Matéria orgânica (%)				Matéria inorgânica (%)			
	15/ março		11/agosto		15/março		11/agosto	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
5	19,62	19,79	20,82	19,75	80,37	80,20	79,17	80,24
10	18,96	18,96	18,37	17,93	81,03	81,03	81,62	82,06
15	19,21	19,13	18,64	17,29	80,78	80,86	81,35	82,70
20	19,38	18,25	17,07	16,87	80,61	81,74	82,92	83,12
25	17,24	17,75	14,98	17,76	82,75	82,24	85,01	82,23
30	16,70	18,72	11,15	17,04	83,29	81,27	88,84	82,95
35		17,90	16,49	16,35		82,09	83,50	83,64
40		17,52	16,52			82,47	83,47	

TABELA 14 – Valores do fósforo total no sedimento das estações 1 e 2 nos períodos: chuvoso (15 de março) e seco (11 de agosto) do 2000

Profundidade (cm)	Fósforo no sedimento (mg/g)			
	Período chuvoso		Período seco	
	E1	E2	E1	E2
5	126,72	126,95	83,40	73,62
10	101,70	135,51	74,42	74,56
15	121,71	139,53	59,48	79,69
20	149,86	136,64	71,41	82,11
25	107,20	127,94	88,32	80,36
30	125,39	72,79	62,7	75,09
35		128,01		70,34
40		119,93		75,195
Media	122,75		74,82	

Tabela 15 – Densidade numérica (org/L) das classes do fitoplânton nas duas estações da Lagoa do Taquaral durante o período chuvoso (13/março),intermediário (18/maio) e seca (9/agosto) do 2000

Classes	Estação 1			Estação 2		
	3/mar	18/mai	9/ago	3/mar	18/mai	9/ago
CYANOPHYCEAE	$1,17*10^8$	$6,3*10^7$	$1,71*10^8$	$1,64*10^8$	$5,2*10^7$	$1,82*10^8$
CHLOROPHYCEAE	$8,1*10^7$	$1,20*10^8$	$7,6*10^7$	$5,9*10^7$	$1,23*10^8$	$8,4*10^7$
BACILLARIOPHYCEAE	$6,0*10^7$	$1,17*10^8$	$6,6*10^7$	$7,9*10^7$	$1,09*10^8$	$4,5*10^7$
DYNOPHYCEAE	$3*10^6$	0	$1*10^6$	$8*10^6$	$2*10^6$	$1*10^6$
ZYGNEMAPHYCEAE	$1,4*10^7$	$8*10^6$	$7,*10^6$	$11*10^7$	$4*10^6$	$6*10^6$

Tabela 16 – Abundância relativa (%) das classes do fitoplâncton nas duas estações da Lagoa do Taquaral durante o períodos chuvoso (13/março), intermediário (18/maio) e seco (9/agosto)do 2000

Classes	Estação 1			Estação 2		
	3/mar	16/mai	9/ago	3/mar	16/mai	9/ago
CYANOPHYCEAE	42,55	20,45	53,27	46,01	18,06	57,41
CHLOROPHYCEAE	29,45	38,96	23,67	18,85	42,71	26,50
BACILLARIOPHYCEAE	22,91	37,99	20,56	31,63	37,85	14,20
DYNOPHYCEAE	1,09	0,00	0,31	2,56	0,69	0,32
ZYGNEMAPHYCEAE	5,09	2,60	2,18	0,96	1,39	1,89

Tabela 17 – Abundância relativa (%)dos gêneros das algas analisadas nas duas estações da Lagoa do taquaral durante o períodos chuvoso (13/março), intermediário (18/maio) e seco (9/agosto) de 2000

	13/3/2000		18/5/2000		9/8/2000	
Gêneros/especie	E1	E2	E1	E2	E1	E2
	%	%	%	%	%	%
Microcistis aeruginosa	30,55	25,24	6,17	5,90	28,75	38,80
Microcistis sp.	11,27	14,70	1,95	0,69	19,69	16,40
Gomphosphaeria sp.	0,00	0,96	0,00	1,39	0,00	0,00
Lyngbya sp.	0,36	1,28	2,27	0,35	0,00	0,00
Oscillatoria sp.	0,00	0,00	0,65	0,00	0,00	0,00
Raphidiopsis sp.	0,36	3,83	9,42	9,72	5,00	2,21
Actinastrum sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Monoraphydium sp.	6,91	0,00	5,52	4,51	2,19	3,47
Ankistrodesmus sp.	0,73	0,00	0,00	1,74	1,56	2,84
Dictyosphaerium sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,94	0,00
Scenedesmus sp.	3,64	6,07	14,29	13,54	4,06	5,36
Scenedesmus acuminatus	1,45	1,28	3,90	3,82	2,19	1,26
Scenedesmus protuberans	2,55	1,60	2,92	2,78	1,88	4,73
Pediastrum duplex	4,00	0,32	2,92	3,82	0,94	7,57
Pediastrum simplex	8,73	7,35	5,84	9,03	7,81	1,26
Pediastrum tetras	1,45	2,24	3,57	3,47	2,19	0,00
Aulacoseira granulata	13,09	19,81	17,21	22,22	10,31	10,09
Aulacoseira ambigua	3,27	4,47	3,57	6,25	3,44	0,95
Aulacoseira sp.	6,55	6,39	12,66	9,38	4,38	0,32
Eunotia sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,58
Rhizosolenia sp.	0,00	0,96	4,55	0,00	2,50	1,26
Cyclotella sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cymbella sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Peridinium sp.	1,09	2,56	0,00	0,69	0,31	0,32
Closterium sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Staurastrum sp.	2,91	0,96	2,27	0,35	1,25	0,63
Staurastrum volans	0,36	0,00	0,32	0,00	0,63	0,00
Staurastrum sebaldi	0,73	0,00	0,00	0,35	0,00	0,63
Staurodesmos sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32

Tabela 18 – Densidade numérica dos gêneros com espécies das algas analisadas nas duas estações da Lagoa do Taquaral durante o período chuvoso (13/março), intermediário (18/maio) e seco (9/agosto) de 2000

	13/3/2000		18/5/200		9/8/2000	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Microcistys aeruginosa	$8,4*10^8$	$7,9*10^8$	$1,9*10^8$	$1,7*10^8$	$9,2*10^8$	$1,23*10^9$
Microcistis sp.	$3,1*10^8$	$4,6*10^8$	$6*10^7$	$2*10^7$	$6,3*10^8$	$5,2*10^8$
Gomphosphaeria sp.		$3,1*10^8$		$4*10^7$		
Lyngbya sp.	$1*10^7$	$4*10^7$	$7*10^7$	$1*10^7$		
Oscillatoria sp.			$2*10^7$			
Raphidiopsis sp.	$1*10^7$	$1,2*10^8$	$2,9*10^8$	$2,8*10^8$	$1,6*10^8$	$7*10^7$
Actinastrum sp.						
Monoraphydium sp.	$1,9*10^8$		$1,7*10^8$	$1,3*10^8$	$7*10^7$	$1,1*10^8$
Ankistrodesmus sp.	$2*10^7$			$5*10^7$	$5*10^7$	$9*10^7$
Dictyosphaerium sp.					$3*10^7$	
Scenedesmus sp.	$1,0*10^8$	$1,9*10^8$	$4,4*10^8$	$3,9*10^8$	$1,3*10^8$	$1,7*10^8$
Scenedesmus acuminatus	$4*10^7$	$4*10^7$	$1,2*10^8$	$1,1*10^8$	$7*10^7$	$4*10^7$
Scenedesmus protuberans	$7*10^7$	$5*10^7$	$9*10^7$	$8*10^7$	$6*10^7$	15
Pediastrum duplex	$1,1*10^8$	$1*10^7$	$9*10^7$	$1,1*10^8$	$3,1*10^8$	$2,4*10^8$
Pediastrum simplex	$2,4*10^8$	$2,3*10^8$	$1,8*10^8$	$2,6*10^8$	25	$4*10^7$
Pediastrum tetras	$4*10^7$	$7*10^7$	$1,1*10^8$	$1,0*10^8$	$7*10^7$	
Aulacoseira granulata	$3,6*10^8$	$6,2*10^8$	$5,3*10^8$	$6,4*10^8$	33	$3,,2*10^8$
Aulacoseira ambigua	$9*10^7$	$1,4*10^8$	$1,1*10^8$	$1,8*10^8$	$1,1*10^8$	$3*10^7$
Aulacoseira sp.	$1,8*10^8$	$2,0*10^8$	$3,9*10^8$	$2,7*10^8$	14	$1*10^7$
Eunotia sp.						$5*10^7$
Rhizosolenia sp.		$3,1*10^8$	$1,4*10^8$		$8*10^7$	$4*10^7$
Cyclotella sp.						
Cymbella sp.						
Peridinium sp.	$3,1*10^8$	$8*10^7$		$2*10^7$	$1*10^7$	$1*10^7$
Closterium sp.						
Staurastrum sp.	$8*10^7$	$3,1*10^8$	$7*10^7$	$1*10^7$	$4*10^7$	$2*10^7$
Staurastrum volans	$1*10^7$		$1*10^7$		$2*10^7$	
Staurastrum sebaldi	$2*10^7$			$1*10^7$		$2*10^7$
Staurodesmos sp.						$1*10^7$

Tabela 19 – Abundância relativa (%) e densidade numérica (org/m^3) dos organismos zooplanctônicos analisados nas duas estações da Lagoa do taquaral, Campinas (SP), durante o período chuvoso (13/março), intermediário (18/maio) e seca (9/maio) de 2000

Organis/ Estação	período chuvoso					Período intermediário				Período seco		
	E1		E2		E1		E2		E1		E2	
	13/3		13/3		16/5		16/5		9/8		9/8	
Cladocera		%		%		%		%		%		%
Moina sp.	4800	0,86	8332	1,35	2316	0,60	3305	0,51				
Diaphanosoma sp.	7600	1,36	17208	2,80	926	0,24	1102	0,17	1763	0,47	7453	1,27
Bosmina sp.	934	0,17	906	0,15	1389	0,36	2204	0,34	3875	1,03	8943	1,52
Ceriodaphnia sp.	3867	0,69	544	0,09	2038	0,53	275	0,04	59	0,02		0,00
Daphnia sp.		0,00		0,00	185	0,05		0,00	3525	0,94	3279	0,56
Chydoridae sp.		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
subTotal	17201	3,08	26990	4,39	6854	1,79	6886	1,06	9222	2,45	19675	3,35
Rotifera		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
Rotíferos	257627	46,12	380377	61,83	317570	82,83	566038	87,06	343672	91,32	516509	87,87
		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
Copepoda		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
Cyclopoida adulto	10649	1,91	26689	4,34	6610	1,72	7679	1,18	2271	0,60	1717	0,29
" copepodito	32684	5,85	18089	2,94	23503	6,13	16755	2,58	3785	1,01	1717	0,29
" náuplio	240452	43,04	163019	26,50	28870	7,53	52830	8,13	17401	4,62	48207	8,20
subTotal	283785	50,80	207797	33,78	58983	15,38	77264	11,88	23457	6,23	51641	8,79
Calanoida	0	0	0	0,00	0	0,00		0,00		0,00		0,00
Total	558613	100	615164	100	383407	100	650188	100	376351	100	587825	100

Tabela 20 – Taxa de sedimentação ($mg/m^2.d$) de fósforo, clorofila, feofitina, material em suspensão total, matéria orgânica e matéria inorgânica, após 48 horas de incubação na Lagoa do Taquaral – Campinas – (SP) nos períodos: chuvoso (15 de março), intermediário (18 de maio) e seco (11 de agosto) do 2000

Taxa de sedimentação $mg/m^2.dia$	Período chuvoso		Período intermediario		Período seco	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Fósforo	108,75	98,18	76,65	59,60	48,47	44,27
Material em suspensao total	24.400	22.575	17.907,5	12.215	2.641,75	10.455
Matéria orgânica	13.212,5	11.612,5	9.715	6.758,25	2.341,75	6.831,25
Matéria inorgânica	11.187,5	10.962,5	8.190	5.457,5	300	3.625
Clorofila	126,94	48,47	29,99	15,81	13,48	28,94
feofitina	5,23	14,26	36,89	32,32	12,88	8,77