***HETEROGENEIDADE ESPACIAL E VARIABILIDADE
TEMPORAL DE DOIS RESERVATÓRIOS COM DIFERENTES
GRAUS DE TROFIA, NO ESTADO DE SÃO PAULO.***

André Cordeiro Alves Dos Santos

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

Orientadora: Profa. Assoc. Maria do Carmo Calijuri

São Carlos
2003

*A minha esposa Eliane
e minhas filhas
Raphaela e Mariana.*

“Era o melhor dos tempos, era o pior dos tempos, era a idade da sabedoria, era a idade da loucura, era a época da crença, era a época da incredulidade, era a estação da luz, era a estação da escuridão, era a primavera da esperança, era inverno do desespero, nós tivemos tudo antes de nós, nós não tivemos nada antes de nós, nós estamos indo direto para o Céu, nós estamos indo direto na outra direção. Em resumo, o período era assim tão parecido com o período atual, que algumas de suas autoridades mais ruidosas insistiam que, para bem ou para o mau, somente poderia ser comparada no grau superlativo.”

“The Tales of Two Cities” – Charles Dickens

Agradecimentos

A minha orientadora Profa. Maria do Carmo Calijuri, pelo apoio, amizade, e dedicação neste frutífero relacionamento de mais de dez anos.

Ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos - USP, pela infra-estrutura e ambiente de constante aprendizado.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo que financiou o projeto (FAPESP nº 98/12222-6).

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), pela bolsa de Doutorado concedida.

Aos professores Dr. Raoul Henry e Dr Irineu Bianchini pelas valiosas considerações durante minha qualificação.

A Faculdade de Biologia da Universidade de Santo Amaro, no nome de sua diretora Tereza Cristina Marinho, pelo apoio constante.

Aos técnicos do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada – SHS – EESC – USP, Miro, Amândio, Marcelo e Luci, pela grande ajuda nos trabalhos de campo e laboratório.

A professora Elisabeth Moraes e a Maria Ângela Adorno, do Laboratório de Processos Biológicos – SHS – EESC - USP, pela ajuda e apoio nas análises de clorofila por HPLC.

As colegas do Biotace: Anna Paola, pela ajuda nos trabalhos de campo e análises laboratoriais; Patrícia, pela ajuda nos trabalhos de campo e laboratório e nas discussões científicas que muito me auxiliaram na confecção desse trabalho e a Adriana, pela grande ajuda na confecção final da tese.

Aos meus ex-alunos, Luiz Pires, Simone, Christian e Adriano, que me auxiliaram nas coletas de campo.

A minha mãe, Profa Eliana Cordeiro Alves dos Santos, pelas correções de português.

As estagiárias do Núcleo Interdisciplinar de Ciências Ambientais (NICA), Patrícia, Giordana, Tatiane, Roseli, Érika e Angela que sempre me ajudaram nos momentos de acúmulo de trabalho.

Aos amigos de São Carlos Maurício, Celina, Andréa, Fernanda, Vitor, Ricardo, Donato, Corina, Jucélia, Monique e muitos outros que comigo conviveram nestes anos são-carlenses.

Aos meus sócios e amigos na KOLTEC Consultores Associados: Abílio, Eneida e Alexandre Bitar, por me substituírem em vários dos compromissos deixando tempo livre para me dedicar a este trabalho.

Aos colegas e professores do curso de Ciências Biológicas da Universidade de Santo Amaro, Paulo Affonso, Reynaldo, Mario, Socorro, Carl, Airton, pelo apoio constante.

A todos os meus alunos que me permitiram durante todos estes anos me aperfeiçoar cada vez mais sem, esquecer do conhecimento básico.

Enfim, para todos aqueles que de uma forma ou de outra me auxiliaram durante este período de aprendizado, meu muito obrigado.

Sumário

Lista de Figuras	viii
Lista de Tabelas	xiv
Resumo	xvi
Abstract	xvii
1. Introdução	1
2. Bases Teóricas	4
2.1. Heterogeneidade Espacial	5
2.2. Variabilidade Temporal	10
2.3. Bibliografia	14
3. Caracterização das áreas de estudo	21
3.1. A Bacia Hidrográfica do Reservatório de Salto Grande (Americana)	22
3.2. O reservatório de Salto Grande (Americana)	24
3.3. A bacia hidrográfica do reservatório do Lobo	32
3.4. O reservatório do Lobo (Broa)	33
3.5. Bibliografia	42
4. Disponibilidade e distribuição dos recursos	46
4.1. Introdução	47
4.2. Objetivos	47
4.3. Material e Métodos	48
4.3.1 As coletas	48
4.3.2 Variáveis físicas e químicas	49
4.3.3 Análise estatística dos resultados	51
4.4. Resultados	52
4.4.1 Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa Incidente	52
4.4.2 Profundidades da Zona Eufótica (Zeu), do Disco de Secchi (Zsd) e do Coeficiente de Atenuação	54
4.4.3 Perfis de temperatura e oxigênio dissolvido	60
4.4.4 Frequência de Brunt-Väisälä	66
4.4.5 pH	69
4.4.6 Condutividade	73
4.4.7 Nutrientes Totais e Dissolvidos	77
4.4.8 Alcalinidade e Formas de Carbono	100
4.4.9 Material em suspensão	104
4.5. Discussão	111
4.5.1 Estratificação térmica e circulação	111
4.5.2 Gradiente longitudinal de nutrientes e penetração da luz	117
4.5.3 Padrões de variabilidade temporal e heterogeneidade espacial	120
4.6. Conclusões	131
4.7. Bibliografia	133
5. Comunidade Fitoplanctônica	140
5.1. Introdução	141
5.2. Objetivos	141
5.3. Material e Métodos	142
5.3.1 Estações de Coleta	142
5.3.2 Comunidade fitoplanctônica	143

5.3.3	Tamanho e volume das células fitoplanctônicas	143
5.3.4	Clorofila a	144
5.3.5	Produção primária do fitoplâncton	144
5.3.6	Diversidade e abundância relativa	144
5.3.7	Análise estatística dos resultados	145
5.4.	Resultados	145
5.4.1	Composição da Comunidade	145
5.4.2	Densidade e abundância relativa	153
5.4.3	Biovolume	162
5.4.4	Concentração de Clorofila a	170
5.4.5	Diversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica	173
5.4.6	Produtividade primária	175
5.5.	Discussão	179
5.5.1	Fatores controladores da comunidade fitoplanctônica	179
5.6.	Conclusões	198
5.7.	Bibliografia	200

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 2.1. Zonação longitudinal e fatores ambientais controladores da disponibilidade da radiação subaquática fotossinteticamente ativa e nutrientes para a produção do fitoplâncton, biomassa algal, fonte de matéria orgânica e estado trófico em um reservatório idealizado. Modificado de KIMMEL et al. (1990).</i>	6
<i>Figura 3.1 Localização geográfica dos reservatórios do Lobo e Salto Grande, no Estado de São Paulo.</i>	26
<i>Figura 3.2. Principais ocupações e impactos nas bacias hidrográficas dos rios Jundiaí, Capivari e Piracicaba (CBH-PJC, 2001- modificado).</i>	27
<i>Figura 3.3. Mapa esquemático da densidade populacional no Estado de São Paulo. IBGE, 1996.</i>	28
<i>Figura 3.4 Variação diária de parâmetros climatológicas: A - temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), B - vento (m.s^{-1}), C - precipitação (mm) e D - horas de insolação (h.dia^{-1}) na região do reservatório de Salto Grande (Americana), nos períodos de 2 a 8 de outubro de 1999 e em 1 a 7 de janeiro, abril e julho de 2000).</i>	29
<i>Figura 3.5. Imagem de satélite indicando os prováveis usos e ocupações do entorno do reservatório de Salto Grande (INPE, 1996).</i>	30
<i>Figura 3.6. Foto de satélite indicando maior concentração de material particulado proveniente do rio Atibaia (região mais clara) em agosto de 1996 (INPE, 1996).</i>	30
<i>Figura 3.7. Vazões vertidas e turbinas no reservatório de Salto Grande no período de 2 a 8 de outubro de 1999 e em 1 a 7 de janeiro, abril e julho de 2000.</i>	31
<i>Figura 3.8. Tempo de retenção, médias diária e médias por período no reservatório de Salto Grande, no período de 02 a 08 de outubro de 1999, de 1 a 7 de janeiro, de 1 a 7 de abril e de 1 a 7 de julho de 2000.</i>	31
<i>Figura 3.9. Reservatório do Lobo altimetria e principais tributários (CALIJURI et al. 1994 modificado).</i>	37
<i>Figura 3.10 Variação de parâmetros climatológicos: A - temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), B - vento (m.s^{-1}), C - precipitação (mm) e D - horas de insolação (h.dia^{-1}) na região do reservatório do Lobo, nos períodos de 18 a 23 de outubro de 1999, de 9 a 15 de janeiro e abril de 2000, e de 25 a 30 junho de 2000.</i>	38
<i>Figura 3.11. Vegetação e ocupação da bacia hidrográfica do reservatório do Lobo (CALIJURI et al. 1994 modificado).</i>	39
<i>Figura 3.12. Principais ocupações e impactos nas bacias hidrográficas dos rios Jundiaí, Capivari e Piracicaba (CBH-PJC, 2001 – modificado).</i>	40
<i>Figura 3.13 Vazão do rio do Lobo após a saída do reservatório, nos dias 9 a 15 de janeiro e abril de 2000 e nos dias 25 a 30 de junho de 2000.</i>	41
<i>Figura 3.14 Tempo de retenção da água no reservatório do Lobo, de janeiro a dezembro de 2000 e de janeiro a junho de 2001.</i>	41

<i>Figura 3.15. Vazões médias do reservatório do Lobo em 2000.</i>	41
<i>Figura 3.16. Tempo de residência médio da água no reservatório do Lobo em 2000.</i>	42
<i>Figura 4.1 Localização aproximada das estações de coleta no reservatório de Salto Grande.</i>	50
<i>Figura 4.2. Localização aproximada das estações de coleta no reservatório do Lobo.</i>	51
<i>Figura 4.3. Variação espacial da transparência da água (profundidade de disco de Secchi), nos três dias dos quatro períodos de amostragem, no reservatório de Salto Grande.</i>	58
<i>Figura 4.4. Variação espacial da transparência da água (profundidade de disco de Secchi), nos três dias dos quatro períodos de amostragem, no reservatório do Lobo.</i>	59
<i>Figura 4.5. Perfis térmicos nas estações localizadas no centro de cada uma das transecções (T1 a T5), nos três dias das quatro épocas de amostragem, no reservatório de Salto Grande.</i>	62
<i>Figura 4.6. Perfis de oxigênio dissolvido das estações localizadas no centro de cada uma das transecções (T1 a T5), nos três dias das quatro épocas de amostragem no reservatório de Salto Grande.</i>	63
<i>Figura 4.7. Perfis térmicos nas estações localizadas no centro de cada uma das transecções, nos três dias das quatro épocas de amostragem, no reservatório do Lobo.</i>	65
<i>Figura 4.8. Perfis de oxigênio dissolvido nas estações localizadas no centro de cada uma das transecções, nos três dias das quatro épocas de amostragem, no reservatório do Lobo.</i>	66
<i>Figura 4.9. Valores de pH na superfície, nas margens: direita (D), esquerda (E) e no centro (C) de cada uma das 5 transecções (T1 a T5) em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000 no reservatório de Salto Grande.</i>	71
<i>Figura 4.10. Valores de pH na superfície, nas margens: direita (D), esquerda (E) e no centro (C) de cada uma das 5 transecções (T1 a T5) em outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000 no reservatório do Lobo.</i>	72
<i>Figura 4.11 Valores de condutividade na superfície, nas margens: direita (D), esquerda (E) e no centro (C) de cada uma das 5 transecções (T1 a T5) em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000 no reservatório de Salto Grande.</i>	75
<i>Figura 4.12. Valores de condutividade na superfície, nas margens: direita (D), esquerda (E) e no centro (C) de cada uma das 5 transecções (T1 a T5) em outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000 no reservatório de Lobo.</i>	76
<i>Figura 4.13. Distribuição espacial das concentrações de fósforo total no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.</i>	82
<i>Figura 4.14. Distribuição espacial das concentrações de fosfato total dissolvido no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.</i>	83
<i>Figura 4.15. Distribuição espacial das concentrações de fosfato inorgânico no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.</i>	84

<i>Figura 4.16. Distribuição espacial das concentrações de nitrogênio orgânico total no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.</i>	85
<i>Figura 4.17 Distribuição espacial das concentrações de nitrito no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.</i>	86
<i>Figura 4.18 Distribuição espacial das concentrações de nitrato no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.</i>	87
<i>Figura 4.19. Distribuição espacial das concentrações de íon amônio no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.</i>	88
<i>Figura 4.20. Distribuição espacial das concentrações de silicato reativo no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.</i>	89
<i>Figura 4.21. Distribuição espacial das concentrações de fósforo total no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem</i>	90
<i>Figura 4.22. Distribuição espacial das concentrações de fosfato total dissolvido no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem</i>	91
<i>Figura 4.23. Distribuição espacial das concentrações de fosfato inorgânico no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.</i>	92
<i>Figura 4.24 Distribuição espacial das concentrações de nitrogênio orgânico total no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.</i>	93
<i>Figura 4.25. Distribuição espacial das concentrações de nitrato no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.</i>	94
<i>Figura 4.26. Distribuição espacial das concentrações de nitrito no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.</i>	95
<i>Figura 4.27. Distribuição espacial das concentrações de íon amônio no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.</i>	96
<i>Figura 4.28. Distribuição espacial das concentrações de silicato reativo no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.</i>	97
<i>Figura 4.29 Distribuição espacial do material em suspensão total no reservatório de Salto Grande, nos três dias de amostragem, nos quatro períodos de estudo.</i>	106
<i>Figura 4.30. Composição do material em suspensão médio, por ponto em cada período, no reservatório de Salto Grande.</i>	107
<i>Figura 4.31. Distribuição espacial do material em suspensão total, no reservatório do Lobo, nos três dias de amostragem, nos quatro períodos</i>	109
<i>Figura 4.32. Composição do material em suspensão média por estação, nos períodos estudados no reservatório de Salto Grande.</i>	110
<i>Figura 4.33. Diferença entre a temperatura da água da superfície do reservatório de Salto Grande e a temperatura da água do rio Atibaia nos períodos de 5 a 7 de outubro de 1999, 4 a 6 de janeiro, abril e julho de 2000.</i>	114
<i>Figura 4.34. Diferença entre a temperatura da água da superfície do reservatório do Lobo e da transecção nos períodos de outubro de 1999, e de janeiro, abril e junho de 2000.</i>	116
<i>Figura 4.35. Análise de agrupamento (Cluster), utilizando as variáveis físicas e químicas, para a variabilidade sazonal no reservatório de Salto Grande.</i>	123

<i>Figura 4.36. Análise de agrupamento (Cluster), utilizando as variáveis físicas e químicas, para a variabilidade sazonal no reservatório do Lobo.</i>	124
<i>Figura 4.37. Gráfico indicando a similaridade entre as transecções utilizando a média dos dados físicos e químicos, dos quatro períodos de estudo.</i>	125
<i>Figura 4.38. Representação gráfica dos três compartimentos: zona de rio (preto), de transição (cinza) e lacustre (branca), no Reservatório de Salto Grande.</i>	126
<i>Figura 4.39. Gráfico indicando a similaridade entre as transecções no reservatório do Lobo, utilizando a média dos dados físicos e químicos dos quatro períodos de estudo.</i>	127
<i>Figura 4.40. Representação gráfica dos três compartimentos: zona de rio (preto), de transição (cinza) e lacustre (branca), no Reservatório do Lobo.</i>	128
<i>Figura 4.41. Variação espacial dos valores relativos (discretizados) de material em suspensão total e profundidade do disco de Secchi para o reservatório de Salto Grande.</i>	130
<i>Figura 4.42. Variação espacial dos valores relativos (discretizados) de material em suspensão total e profundidade do disco de Secchi, para o reservatório do Lobo.</i>	130
<i>Figura 5.1. Variação da densidade da comunidade fitoplanctônica (org.mL^{-1}) nas cinco transecções, nos quatro períodos amostrados, no reservatório de Salto Grande.</i>	156
<i>Figura 5.2. Abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos no reservatório de Salto Grande em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000.</i>	157
<i>Figura 5.3. Abundância relativa dos taxa abundantes nas 5 transecções, nos quatro períodos de estudo, no reservatório de Salto Grande.</i>	158
<i>Figura 5.4. Variação da densidade da comunidade fitoplanctônica (org.mL^{-1}) nas cinco transecções, nos quatro períodos amostrados, no reservatório do Lobo.</i>	159
<i>Figura 5.5. Abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos no reservatório do Lobo em outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000.</i>	160
<i>Figura 5.6. Abundância relativa dos taxa abundantes nas 5 transecções, nos quatro períodos de estudo, no reservatório do Lobo.</i>	161
<i>Figura 5.7. Valores médios de biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório de Salto Grande, nas 5 transecções nos períodos de amostragem</i>	164
<i>Figura 5.8. Distribuição da abundância relativa por biovolume, dos grupos da comunidade fitoplanctônica na camada superficial do reservatório de Salto Grande.</i>	165
<i>Figura 5.9. Distribuição das espécies mais abundantes, por biovolume, na camada superficial do reservatório de Salto Grande, nos quatro períodos estudados.</i>	166
<i>Figura 5.10. Valores médios de biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório do Lobo, nas 5 transecções nos períodos de amostragem.</i>	167
<i>Figura 5.11. Distribuição da abundância relativa, por biovolume, dos grupos da comunidade fitoplanctônica na camada superficial do reservatório do Lobo.</i>	168

<i>Figura 5.12. Distribuição das espécies abundantes, por biovolume, na camada superficial do reservatório do Lobo, nos quatro períodos estudados.</i>	169
<i>Figura 5.13. Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal das concentrações de Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), no reservatório de Salto Grande, nos períodos de estudo.</i>	172
<i>Figura 5.14. Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal das concentrações de Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), no reservatório do Lobo, nos períodos de estudo.</i>	173
<i>Figura 5.15. Variação da diversidade de espécies (índice de Shannon), calculada a partir dos valores de biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório de Salto Grande, nos quatro períodos estudados.</i>	174
<i>Figura 5.16. Variação da diversidade de espécies (índice de Shannon), calculada a partir dos valores de biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório do Lobo, nos quatro períodos estudados.</i>	175
<i>Figura 5.17. Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal da produtividade primária, no reservatório de Salto Grande, nos quatro períodos de coleta.</i>	176
<i>Figura 5.18. Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal da produtividade primária, no reservatório do Lobo, nos quatro períodos de coleta.</i>	177
<i>Figura 5.19. Modelo conceitual de crescimento de Cyanophyceae em ambientes aquáticos e formação de florações segundo HAVENS et al. (1998), modificado.</i>	180
<i>Figura 5.20. Análise de componentes principais com as variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório de Salto Grande, nas 5 transecções, nos quatro períodos analisados. BV – frequência de Brunt-Väisälä, Zsd – profundidade de disco de Secchi, Zeu/Zmix – relação zona eufótica/ zona de mixing, NH4 – Íon Amônio, NO3- nitrato, NO2 – nitrito, NT – nitrogênio orgânico total, PT – Fósforo total, PO4T – fosfato total dissolvido, PO4i – fosfato inorgânico, SiO2 – silicato reativo, N/P relação nitrogênio/fósforo, MST – material em suspensão total, Cloro – Clorofila a, Prod – Produção primária, Dens – densidade, Biov – Biovolume, Div – diversidade, Chloro – abundância de Chlorophyceae, Cyano – abundância de Cyanophyceae, Bacill – abundância de Bacillariophyceae e Micro – abundância relativa de Microcystis aeruginosa.</i>	185
<i>Figura 5.21. Modelo conceitual da heterogeneidade espacial no reservatório de Salto Grande, e variação da média de algumas variáveis ambientais nas cinco transecções (T1 a T5), dados padronizados.</i>	187
<i>Figura 5.22. Variação sazonal da abundância da biomassa de Cyanophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae, e variação de transparência (ZSD), concentração de material em suspensão inorgânico (MST) e tempo de retenção (TR), no reservatório de Salto Grande, nas transecções 1 a 5, nos meses de outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000. Dados padronizados.</i>	189
<i>Figura 5.23. Correlação linear entre a abundância relativa da biomassa de Cyanophyceae e Dinophyceae e a relação entre zona eufótica (Zeu) e zona de mistura (Zmix).</i>	191
<i>Figura 5.24. Correlação entre a abundância relativa da biomassa de Chlorophyceae e Bacillariophyceae com a frequência de Brunt-Väisälä nos quatro períodos estudados no reservatório do Lobo.</i>	192

Figura 5.25. Análise de Componentes Principais com as variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório do Lobo, nas 5 transecções, nos quatro períodos analisados. BV – frequência de Brunt-Väisälä, Zsd – profundidade de disco de Secchi, Zeu/Zmix – relação zona eufótica/ zona de mixing, NH₄ – Íon Amônio, NO₃- nitrato, NO₂ – nitrito, NT – nitrogênio orgânico total, PT – Fósforo total, PO₄T – fosfato total dissolvido, PO₄i – fosfato inorgânico, SiO₂ – silicato reativo, N/P relação nitrogênio/fósforo, MST – material em suspensão total, Cloro – Clorofila a, Prod – Produção primária, Dens – densidade, Biov – Biovolume, Div – diversidade, Chloro – abundância de Chlorophyceae, Cyano – abundância de Cyanophyceae, Bacill – abundância de Bacillariophyceae e Dino- abundância de Dinophyceae. _____ 193

Figura 5.26. Modelo conceitual da heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica e algumas variáveis ambientais, no reservatório do Lobo, nas 5 transecções (T1 a T5). _____ 195

Figura 5.27. Variação sazonal da abundância relativa da biomassa da comunidade fitoplanctônica, frequência de Brunt-Väisälä (BV), transparência da água medida pelo disco de Secchi (Zsd) e concentração de material em suspensão inorgânico (Mst). _____ 196

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 3.1. Características hidráulicas, hidrológicas e limnológicas dos reservatórios do Lobo e Salto Grande.</i>	36
<i>Tabela 4.1. Períodos e datas de coleta nos reservatórios estudados</i>	48
<i>Tabela 4.2 Radiação solar fotossinteticamente ativa incidente na superfície (0 metros) em $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$. Valores médios, máximos e mínimos dos 15 pontos no reservatório de Salto Grande, durante as amostragens.</i>	53
<i>Tabela 4.3. Radiação solar fotossinteticamente ativa incidente na superfície (0 metros) em $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$. Valores médios, máximos e mínimos dos 15 pontos no reservatório do Lobo, durante as amostragens.</i>	54
<i>Tabela 4.4 Valores médios, máximos e mínimos da profundidade da zona eufótica (Zeu), profundidade do disco de secchi (Zsd), coeficiente de atenuação (Kt) e coeficiente de variação (%) nas escalas temporais (diária e sazonal) e espacial, no reservatório de Salto Grande.</i>	56
<i>Tabela 4.5. Valores médios, máximos e mínimos da profundidade de zona eufótica (Zeu), profundidade de disco de secchi (Zsd), coeficiente de atenuação (Kt) e coeficiente de variação (%) nas escalas temporais (diária e sazonal) e espacial, no reservatório do Lobo.</i>	57
<i>Tabela 4.6. Frequência de Brunt-Väisälä para o ponto central de cada transecção (T1 a T5) nos três dias de amostragem, nos quatro períodos, no reservatório de Salto Grande.</i>	67
<i>Tabela 4.7. Coeficiente de variação das frequências de Brunt-Väisälä para as escalas: espacial e temporais (diária e sazonal), nos períodos de estudo, nos reservatórios de Salto Grande e Lobo.</i>	68
<i>Tabela 4.8. Frequência de Brunt-Väisälä para o ponto central de cada transecção (T1 a T5), nos três dias de amostragem, dos quatro períodos, no reservatório do Lobo.</i>	69
<i>Tabela 4.9. Coeficiente de variação dos valores de pH da água nas escalas espacial e temporais (diária e sazonal), nos dias de amostragem em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000, no reservatório de Salto Grande e nos meses de outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000 no reservatório do Lobo.</i>	70
<i>Tabela 4.10. Coeficiente de variação dos valores de condutividade nas escalas espacial e temporais (diária e sazonal), nos dias de amostragem em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000 no reservatório de Salto Grande e nos meses de outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000 no Lobo.</i>	74
<i>Tabela 4.11. Valores médios das concentrações de nutrientes totais e dissolvidos, no reservatório de Salto Grande e no do Lobo.</i>	81
<i>Tabela 4.12. Coeficiente de variação (%) nas três escalas estudadas, no reservatório de Salto Grande (Americana).</i>	98
<i>Tabela 4.13. Relação variância/média para as concentrações de nutrientes, no reservatório de Salto Grande (Americana).</i>	98

<i>Tabela 4.14. Coeficientes de variação (%) nas três escalas estudadas no reservatório do Lobo</i>	99
<i>Tabela 4.15. Relação variância/média para as concentrações de nutrientes no reservatório do Lobo</i>	99
<i>Tabela 4.16. Alcalinidade e concentrações médias das formas de carbono, nos três dias de amostragem dos quatro períodos de coleta, no reservatório de Salto Grande.</i>	101
<i>Tabela 4.17. Coeficientes de variação nas escalas espacial, diária e sazonal, dos valores de alcalinidade e concentração de formas de carbono e correlação de Pearson com a localização dos pontos de amostragem, no reservatório de Salto Grande.</i>	102
<i>Tabela 4.18. Alcalinidade e concentrações médias das formas de carbono, nos três dias de amostragem dos quatro períodos de coleta no reservatório do Lobo.</i>	103
<i>Tabela 4.19. Coeficientes de variação das escalas espacial, diária e sazonal dos valores de alcalinidade e concentração de formas de carbono e correlação de Pearson com a localização dos pontos de amostragem, no reservatório do Lobo.</i>	104
<i>Tabela 4.20. Coeficiente de variação das concentrações de material em suspensão total, nas escalas espacial e temporal (diária e sazonal) nos períodos de amostragem, nos reservatórios de Salto Grande e Lobo.</i>	105
<i>Tabela 4.21. Concentrações médias e amplitude dos principais nutrientes, material em suspensão e profundidade de disco de Secchi em trabalhos anteriores (TUNDISI, 1977; CALIJURI, 1988), e no presente trabalho.</i>	119
<i>Tabela 4.22. Coeficientes de variação médios para alguns fatores ambientais no reservatório do Lobo e reservatório de Salto Grande.</i>	121
<i>Tabela 5.1. Taxa identificados nos reservatórios: de Salto Grandes (SG) e Lobo (LB), nos períodos de amostragens.</i>	146
<i>Tabela 5.2. Densidade da comunidade fitoplanctônica e coeficiente de variação dos valores de densidade nos reservatórios de Salto Grande e Lobo.</i>	155
<i>Tabela 5.3. Coeficientes de variação (%) nas três escalas, da concentração de clorofila nos dois ambientes, reservatório do Lobo e reservatório de Salto Grande.</i>	170
<i>Tabela 5.4. Relação variância/média para a concentração de clorofila, nos quatro períodos amostrados nos dois ambientes, reservatório do Lobo e reservatório de Salto Grande.</i>	171
<i>Tabela 5.5. Coeficientes de variação: temporal (diário e sazonal) e espacial para os dados de produção primária da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande e no reservatório do Lobo nos períodos estudados.</i>	178

RESUMO

Dos Santos, A.C.A. (2003). Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal de dois reservatórios com diferentes graus de trofia, no Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

O entendimento da comunidade fitoplanctônica em sistemas instáveis, como por exemplo reservatórios, necessita conhecimento de escalas de variabilidade. Com base nisso, um estudo sobre a heterogeneidade espacial e variabilidade temporal de dois reservatórios com diferentes graus de trofia, no Estado de São Paulo foi realizado em 20 estações no reservatório de Salto Grande e em 19 no reservatório do Lobo, em 3 dias consecutivos, em quatro períodos: outubro de 1999, janeiro, abril e junho e julho de 2000. Para tanto foram determinadas as concentrações de nutrientes totais e dissolvidos, material em suspensão, carbono inorgânico, clorofila a, biomassa, densidade, composição e produtividade primária da comunidade fitoplanctônica e os perfis de oxigênio dissolvido, temperatura, pH e condutividade. Os dois reservatórios tiveram estruturas espaciais semelhantes com a formação de três zonas distintas. A zona de rio, misturada, com menor penetração de luz e maior concentração de nutrientes, a zona de transição, e a zona lacustre, mais estratificada, com maior penetração de luz e menor concentração de nutrientes. Apesar dessa compartimentalização a heterogeneidade espacial no reservatório de Salto Grande foi maior que no reservatório do Lobo, sobretudo em função do gradiente longitudinal de nutrientes e luz. A variabilidade diária (3 dias) nos dois reservatórios não foi significativa na determinação da comunidade fitoplanctônica. A escala de variabilidade sazonal, nos dois reservatórios, foi determinada, principalmente pela variação nos padrões de estratificação e mistura sendo, assim, determinante na composição da comunidade fitoplanctônica. Essa influência foi mais evidente no reservatório do Lobo. A variação temporal e heterogeneidade espacial das mais abundantes espécies e grupos taxonômicos da comunidade fitoplanctônica, (*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena crassa* e *Anabaena circinalis* em Salto Grande e *Aphanocapsa delicatissima*, *Coelastrum reticulatum* e *Aulacoseira granulata* no Lobo) nos dois reservatórios foram determinados pelos complexos processos de estratificação e mistura e da disponibilidade de luz. Os resultados obtidos são importantes para o entendimento da variabilidade ambiental de reservatórios tropicais e no planejamento de amostragens que visem o gerenciamento desses sistemas.

Palavras-chave; reservatórios, comunidade fitoplanctônica, heterogeneidade espacial e variabilidade temporal.

ABSTRACT

Dos Santos, A.C.A. (2003). Spatial heterogeneity and temporal variability in two reservoirs with different trophic levels in São Paulo State. Doctoral Thesis. Post-Graduate program in Sciences of Environmental Engineering. Hydraulics and Sanitation Department. School of Engineering of São Carlos. University of São Paulo.

The understanding of the phytoplanktonic community in unstable systems, like reservoirs, needs the knowledge of variability scales. Based on it, a study of the spatial heterogeneity and temporal variability in two reservoirs with different trophic levels in São Paulo State was performed in 20 stations of the Salto Grande reservoir and in 19 of Lobo reservoir, for 3 consecutive days, in four periods: October 1999, January, April, June, and July 2000. Total and dissolved nutrients, suspended material, inorganic carbon, chlorophyll, biomass, density, and phytoplanktonic community composition were determined. The two reservoirs showed similarities in their spatial structure with the formation of three distinct zones: the riverine zone, which was mixed, showing less light penetration and higher nutrients concentration; the transition zone and the lacustrine zone, which was more stratified, with higher light penetration and lower nutrients concentration. Despite this compartmentalization, the spatial heterogeneity in Salto Grande reservoir was larger than in Lobo reservoir, mainly in function of the longitudinal gradient of nutrients and light. The daily variability (3 days) in the two reservoirs was not significant in the phytoplanktonic community determination. The seasonal variability scale in the two reservoirs was determined, mainly due to the stratification and mixing variation patterns and was essential in the phytoplanktonic community composition. This influence was more evident in the Lobo reservoir. The temporal variation and spatial heterogeneity of the dominant species and taxonomic groups from the phytoplanktonic community, (*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis* and *Anabaena crassa* in Salto Grande reservoir and *Aphanocapsa delicatissima*, *Coelastrum reticulatum* and *Aulacoseira granulata* in the Lobo) were determined by complex processes of stratification, mixing, and light availability in the two reservoirs. The results obtained are important for the understanding of the environmental variability of tropical reservoirs and for the planning of sampling aimed at the management of these systems.

Key words: reservoirs, phytoplanktonic community, spatial heterogeneity, and temporal variability.

1. INTRODUÇÃO

A limnologia brasileira vem, nos últimos anos, experimentando aumentos significativos no número de pesquisadores, ecossistemas estudados e enfoques abordados.

Ainda assim grande parte da produção científica nacional nesta área é de caráter descritivo, e só agora está dando lugar a estudo de processos.

O presente trabalho pretende avançar o estudo da comunidade fitoplanctônica e sua dinâmica na escala temporal e espacial.

Para isso foram escolhidos dois reservatórios, com características semelhantes, porém com grande diferença no grau de trofia: o reservatório de Salto Grande (Americana, SP) e o reservatório do Lobo (Itirapina, SP). Estes dois reservatórios já foram descritos em trabalhos anteriores, o que nos permite maiores subsídios para avançar no entendimento dos processos.

Esta tese foi dividida em capítulos para permitir melhor entendimento dos fatores ambientais que influenciam a heterogeneidade espacial e variabilidade temporal da comunidade fitoplanctônica.

O capítulo 2 é uma breve revisão da literatura sobre a heterogeneidade espacial e variabilidade temporal em reservatórios e suas implicações na composição e dinâmica da comunidade fitoplanctônica. São descritas as principais teorias relacionadas com a formação e manutenção de distribuições descontínuas da comunidade fitoplanctônica e variação temporal da composição da comunidade.

A caracterização das bacias hidrográficas e dos reservatórios estudados é descrita no capítulo 3. Uma vez que o desenvolvimento econômico, a ocupação do solo e o clima na bacia hidrográfica afetam a hidrologia e a qualidade da água dos reservatórios; este capítulo explora as principais funções de força a que estão sujeitos os dois ambientes.

No capítulo 4 são descritas a disponibilidade e a distribuição dos recursos nos dois reservatórios. A variabilidade espacial e temporal dos recursos permite perceber as diferenças na disponibilidade de recursos e a influência do grau de trofia do sistema e das condições hidráulicas.

A variabilidade temporal e heterogeneidade espacial da biomassa, a produção primária fitoplanctônica, a identificação dos padrões de variação na estrutura da comunidade fitoplanctônica, principalmente nas mudanças na

diversidade (riqueza e dominância) e as relações de causa e efeito nas diversas escalas estudadas estão no capítulo 5.

O conjunto do trabalho pretendeu coletar dados para testar as seguintes hipóteses:

- 1) A variabilidade diária das condições ambientais é maior que a sazonal.
- 2) A heterogeneidade espacial é maior que a variabilidade temporal dos fatores ambientais e da comunidade fitoplanctônica.
- 3) A heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal da comunidade fitoplanctônica são modificadas pelo grau de trofia do reservatório.
- 4) Os fatores responsáveis pela variabilidade da comunidade fitoplanctônica são diferentes nos dois ambientes estudados.

A exploração dessas hipóteses permitiu entender melhor a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatórios tropicais, além de dar subsídios para otimizar futuros trabalhos de pesquisa, monitoramento e manejo daquela comunidade.

2. BASES TEÓRICAS

2.1. HETEROGENEIDADE ESPACIAL

A heterogeneidade espacial é uma característica estrutural de sistemas ecológicos que pode ser definida como a complexidade e variabilidade de uma propriedade do sistema. É um fenômeno universal, existindo em todas as escalas de sistemas ecológicos (ACIESP, 1997).

No ecossistema aquático, um maior ou menor grau de heterogeneidade estão associados às características morfométricas e hidrológicas. O tamanho, forma e profundidade de um lago ou reservatório são características que determinarão a influência das variáveis climatológicas (vento, insolação, temperatura e pluviosidade).

O conjunto das alterações físicas interagindo com a entrada e distribuição de nutrientes e demais variáveis químicas (por exemplo: pH, condutividade e alcalinidade) pode produzir áreas diferentes dentro do ecossistema, com metabolismo e desenvolvimento próprios. Essas diferentes áreas podem, para fins de estudo e quantificação, serem definidas como compartimentos (LINCOLN *et al.* 1982).

Segundo THORNTON (1990), os reservatórios são caracterizados por um gradiente longitudinal (Figura 2.1.) que ocorre ao longo do contínuo fluvial em direção à barragem. Esse gradiente longitudinal resulta no estabelecimento de três zonas distintas com propriedades físicas, químicas e biológicas únicas:

- **Zona de rio:** ocorre na entrada dos afluentes. Muito misturada e rápida. Apesar da redução das velocidades, as forças advectivas são suficientes para transportar quantidades significativas de partículas finas suspensas. A penetração da radiação subaquática fotossinteticamente ativa é menor e geralmente limita a produtividade primária. Um ambiente aeróbio é mantido porque tal região é geralmente rasa e muito misturada.
- **Zona de transição:** onde ocorre grande sedimentação e conseqüente aumento da penetração da radiação subaquática fotossinteticamente ativa. A penetração da radiação subaquática fotossinteticamente ativa ocorre gradual ou abruptamente dependendo do regime de vazão. É nessa zona que a produção de matéria orgânica autóctone começa a dominar.
- **Zona lacustre:** esta região possui características de lagos. A sedimentação de partículas inorgânicas, em geral, é baixa, e a penetração da radiação

subaquática fotossinteticamente ativa é suficiente para promover a produção primária com o potencial limitante devido aos nutrientes, a produção de matéria orgânica excede a decomposição na região de mistura. A troca da água e substâncias entre o hipolímnio e o epilímnio se faz através da ação do vento e movimentos internos.

Figura 2.1. Zonação longitudinal e fatores ambientais controladores da disponibilidade da radiação subaquática fotossinteticamente ativa e nutrientes para a produção do fitoplâncton, biomassa algal, fonte de matéria orgânica e estado trófico em um reservatório idealizado. Modificado de KIMMEL et al. (1990).

A extensão horizontal de uma zona varia de reservatório para reservatório e depende, sobretudo da morfometria, tempo de retenção da água, estratificação térmica, estação do ano e localização geográfica. Em regiões temperadas, durante o verão, o reservatório pode ser considerado como zona de

rio se ele apresentar tempo de retenção inferior a 10 dias. Quando ele apresentar tempo de retenção superior a 200 dias, sua zona de rio diminui e ele terá a maior parte de sua área em condição lacustre (STRASKRABA & HOCKING, 2002). A distribuição longitudinal das variáveis depende da extensão das zonas individuais.

As condições hidrodinâmicas causam heterogeneidade horizontal na maioria dos reservatórios. As diferenças horizontais podem também ocorrer nas camadas superficiais, como por exemplo, a presença de espumas na superfície compreendendo “blooms” de cianobactérias que podem se acumular na direção e sentido da incidência do vento no reservatório (VERHAGEN, 1994).

Um reservatório reúne propriedades de um rio, como um sistema de fluxo, e de um lago, no qual sua morfometria determina o efeito da ação do vento e dos mecanismos de circulação da água por ele induzido, os efeitos de trocas térmicas e os gradientes verticais e horizontais que culminam na sua compartimentalização. Além disso, a natureza dendrítica de um reservatório, com tributários que apresentam águas com características limnológicas diferentes devido, principalmente, ao uso e ocupação das microbacias, contribuem para a heterogeneidade espacial (STRASKABA *et al.*, 1993).

As organizações verticais e horizontais dos ecossistemas aquáticos não são independentes e têm características fundamentais comuns (CALIJURI & TUNDISI, 1990). O intercâmbio assimétrico de partículas em suspensão e organismos vivos ou mortos através de qualquer fronteira arbitrária, permite distinguir subsistemas ou compartimentos com funções complementares (MARGALEF, 1983). Para este autor, a multiplicidade de compartimentos interagindo-se, dá ao conjunto propriedades homeostáticas.

Horizontalmente a produção primária do fitoplâncton, dentro de um mesmo reservatório, pode ser limitada por fatores diferentes (KIMMEL *et al.*, 1990). Na entrada dos tributários, a maior concentração de material em suspensão e a maior turbidez limitam a produtividade primária diminuindo a disponibilidade da radiação subaquática fotossinteticamente ativa. No corpo central ocorre o inverso, há maior penetração da radiação subaquática fotossinteticamente ativa em razão da menor concentração de material em suspensão, porém a produtividade primária pode ser limitada pela disponibilidade de nutrientes. Para estes autores, a maior produtividade por volume de água ocorre nas zonas de transição onde há diminuição da vazão e maior sedimentação de material em suspensão, formando um ambiente com

grande disponibilidade de nutrientes e radiação subaquática fotossinteticamente ativa. Verticalmente, o principal fator determinante da distribuição da comunidade fitoplanctônica é a diminuição exponencial da radiação subaquática fotossinteticamente ativa na coluna de água causada pela reflexão e absorção desta radiação pelas moléculas da água e de outras substâncias em suspensão (KIMMEL, *op. cit.*).

A produtividade primária do fitoplâncton é limitada principalmente pela relação entre zona eufótica e zona de mistura (Z_{eu}/Z_m) (CALIJURI & DOS SANTOS, 1996). Em reservatórios profundos e com águas muito transparentes ($Z_{eu} > Z_m$), a produção fitoplanctônica pode ocorrer tanto na zona de mistura quanto nas porções eufóticas do metalímnio e hipolímnio, onde geralmente encontram-se picos de produção. Quando $Z_{eu} = Z_m$, a produtividade se resume à zona de mistura e as células tem que se adaptar a constante mudança no gradiente da radiação subaquática fotossinteticamente ativa. Em ambientes muito misturados ($Z_{eu} < Z_m$) a comunidade fitoplanctônica é limitada pela maior permanência na zona afótica (CALIJURI & DOS SANTOS, 2001).

KUNZ & DIEHL (2003) determinaram, estudando 30 lagos europeus, que a biomassa fitoplanctônica é inversamente proporcional ao tamanho da zona de mistura, principalmente em ambientes oligotróficos.

A variação vertical e horizontal das condições físicas do ecossistema, principalmente em função da formação e destruição da estratificação térmica e quantidade da radiação subaquática fotossinteticamente ativa, bem como seus efeitos na densidade da água, produtividade e disponibilidade de nutrientes são fatores diretamente envolvidos na distribuição descontínua dos organismos fitoplanctônicos (HARRIS & SMITH, 1977).

A heterogeneidade horizontal da comunidade fitoplanctônica está intimamente ligada a fatores morfométricos do ambiente, como a entrada de tributários (CARRICK *et al.*, 1994), a disponibilidade de recursos, principalmente nutrientes (REYNOLDS, 1984; ALDRIDGE *et al.*, 1995) e a ação do vento (WEBSTER, 1990).

A partir do desenvolvimento de novas metodologias, como a fluorimetria de campo (LORENZEN, 1966, HERMAN & DENMAM 1977), foi possível determinar a grande heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica, o mosaico de comunidades ou “*patchiness*”. O desenvolvimento conceitual da idéia dos “*patchiness*” é baseado na hipótese do Desequilíbrio Contemporâneo desenvolvido por RICHARDSON *et al.* (1970) sobre considerações preliminares

de MARGALEF (1967), levando em conta a grande heterogeneidade do ambiente aquático.

Segundo a hipótese do Desequilíbrio Contemporâneo, o ambiente pelágico é estruturado em um mosaico de diferentes microhabitats, a heterogeneidade ambiental, com diferentes espécies na comunidade fitoplanctônica, que possuem diferentes taxas de crescimento. Esta estrutura é considerada suficientemente estável para manter uma heterogeneidade espacial observável no fitoplâncton, mas com um tempo de permanência muito pequeno para permitir que a comunidade em cada microhabitat se torne monoespecífica (PLATT & DENMAN, 1980).

Outros trabalhos puderam demonstrar que a distribuição horizontal descontínua da comunidade fitoplanctônica é comum em diversos ambientes, tais como as regiões costeiras (PLATT, 1972; GILBES *et al.*, 1996), grandes lagos (GLOOSCHENKO *et al.*, 1974; POLLINGER & BERMAN, 1975, WATSON & KALFF, 1981, DUMONT, 1998) e reservatórios (FERNANDEZ-ROSADO *et al.*, 1994; MOUSTAKA-GOUNI *et al.*, 2000).

Em lagos menores, variações significativas na distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica foram observadas durante curtos períodos (GEORGE & HEANEY, 1978). Estas descontinuidades parecem estar relacionadas com a ação do vento (intensidade e direção) e, conseqüentemente, estabilidade física da coluna de água.

Existem ainda evidências da ocorrência de variações espaciais em pequenas escalas (1-12 metros) (THERRIAULT *et al.*, 1978), mas aparentemente estas variações são efêmeras e os padrões são constantemente modificados pela ação do vento (REYNOLDS, 1984; WEBSTER, 1990; VERHAGEN, 1994).

Segundo PLATT & DENMAN (1975), as escalas temporais e espaciais nos “*patchiness*” estão intimamente ligadas e são correspondentes às escalas de tamanho e de tempo de geração dos organismos estudados.

REYNOLDS (1984) separou os *patchiness* em duas escalas diferentes:

- “*patchiness*” de pequena escala: sua formação fica determinada em milímetros, e o tempo de permanência em segundos; a distribuição das partículas é modificada pela ação do vento e em função da rotação de Langmuir. Essas pequenas variações na comunidade são responsáveis pela formação de padrões maiores e mais permanentes.

- “patchiness” de grande escala: tem padrões medidos em quilômetros e com tempo de duração de dias. A manutenção destes agrupamentos populacionais depende do balanço entre aumento e perdas da comunidade e da ação da movimentação da coluna de água atuando contra.

Segundo REYNOLDS, *op. cit.*, os mecanismos que levam à formação e manutenção dos “patchiness” ainda não são totalmente entendidos, mas a resposta do fitoplâncton parece ser diferente conforme a escala. Os “patchiness” de grande escala refletem a resposta da população (crescimento e atrito) à difusão ao substrato; quanto menor a escala, o fator preponderante da distribuição descontínua passa a ser uma resposta comportamental aos padrões de fluxo (advectivos e convectivos).

KIERSTEAD & SLOBODKIN (1953) propuseram um modelo matemático para a manutenção dos agrupamentos populacionais; de acordo com este trabalho a condição mínima para que o agrupamento mantenha sua integridade contra a ação da difusão turbulenta é quando seu tamanho excede determinado valor, quando o crescimento da comunidade age mais rapidamente que a difusão. OKUBO (1971), utilizando o modelo de KIERSTEAD & SLOBOKIN (*op. cit.*) determinou que o tamanho crítico para esses agrupamentos está entre 500 metros a 100 km.

FRECKLETON & WATKINSON (2002) relacionaram a existência dos “patchiness” com a teoria das metapopulações e determinaram que a principal característica das populações é sua grande variabilidade espacial e temporal.

Uma das principais dificuldades para a avaliação da distribuição da comunidade fitoplanctônica em grandes ecossistemas é que muitas das forças que determinam esta distribuição agem em curtas escalas de tempo e dificilmente podem ser amostradas em escalas espaciais adequadas (HARRIS, 1986).

2.2. VARIABILIDADE TEMPORAL

Os reservatórios são ecossistemas artificiais que possuem alto grau de variabilidade temporal, pois além das variações ambientais decorrentes de funções de força naturais, como precipitação e vento, estes ambientes estão sujeitos as influências de alterações antropogênicas relacionadas com a

operação da barragem, como altura da tomada de água, vazão e tempo de retenção (CALIJURI & DOS SANTOS, 1996).

O tempo de retenção da água e a variação no nível do reservatório, dois fatores não diretamente ligados às condições ambientais e climáticas, são considerados duas das mais importantes variáveis em reservatórios (GLIWICZ, 1999; STRASKRABA, 1999).

A variabilidade das condições ambientais atua nas comunidades fitoplanctônicas, e devido a sua taxa de crescimento rápido e plasticidade ambiental, ela é a primeira a mostrar mudança. A variabilidade temporal da estrutura da comunidade fitoplanctônica exerce importância fundamental no restante do metabolismo dos sistemas aquáticos (CALIJURI, 1999).

O entendimento da variabilidade temporal dos ecossistemas aquáticos e sua influência na comunidade fitoplanctônica tem entre suas origens históricas o trabalho de HUTCHINSON (1961) intitulado "The paradox of plankton". Neste trabalho HUTCHINSON expõe que o ambiente aquático é por demais homogêneo para sustentar grande diversidade de espécies; assim a alta diversidade da comunidade fitoplanctônica iria contra a exclusão competitiva, pois em um ambiente homogêneo a competição privilegiaria àquelas espécies mais adaptadas, levando à extinção outras e, conseqüentemente, a baixa diversidade. Isto deu origem a uma grande discussão a respeito das causas da diversidade e modificações na composição das espécies do fitoplâncton. O mesmo HUTCHINSON em outros trabalhos (1941, 1953, 1957 e 1967) demonstrou que o ambiente aquático não é tão homogêneo e isotrópico. Ele possui grande variedade de flutuações ambientais que são, em última análise, as responsáveis pela alta diversidade.

Os trabalhos pioneiros de HUTCHINSON (*op. cit.*) e os modelos de desenvolvimento da diversidade de CONNELL (1978) e HUSTON (1979) são a base para a Hipótese do Distúrbio Intermediário. Nesta hipótese, criada para explicar ambientes com alta diversidade, como recifes de corais e florestas tropicais, as perturbações (ou distúrbios) de níveis intermediários não permitiriam a dominância de uma única espécie, e conseqüentemente impediriam a exclusão competitiva, aumentando a diversidade (SOMMER *et al.*, 1993).

A variabilidade ambiental atuando em períodos de poucas gerações impede que uma espécie se torne totalmente dominante em relação às outras (HARRIS, 1983). TILMAM (1977) demonstrou que a exclusão competitiva em culturas algais demora de 20 a 50 dias para concluir. Em ambientes com grande

variabilidade ambiental, o sistema não se mantém constante durante tempo suficiente para que esse fato ocorra, impedindo a exclusão e mantendo alta diversidade. Portanto, o conhecimento da interação perturbação/resposta da comunidade é de extrema importância para o entendimento do mecanismo de manutenção da diversidade e das mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica (PADISÁK *et al.*, 1993).

Alguns trabalhos mais recentes demonstram que tal exclusão competitiva de espécies do fitoplâncton pode iniciar-se em condições estáveis mas raramente provocam a extinção de um dos competidores (HAMBRIGHT & ZOHARY, 2000; CALIJURI *et al.*, 2002).

ELLIOT *et al.* (2001) testaram, através de modelo matemático, diversos cenários de estratificação e mistura no ambiente aquático e, pelo menos, teoricamente conseguiram comprovar o aumento da diversidade em condições intermediárias, porém ainda é difícil identificar estes distúrbios intermediários nos ecossistemas naturais.

A estrutura térmica da coluna de água é, entre as possíveis perturbações no ambiente aquático, uma das mais importantes na determinação da variação da comunidade fitoplanctônica através das variações nos padrões de estratificação e mistura (HARRIS, 1978, SOMMER *et al.* 1993).

Na avaliação dos distúrbios intermediários é necessária a compreensão da intensidade destes para a comunidade fitoplanctônica, bem como seu tempo de duração (REYNOLDS, 1988). Para este autor, a sucessão autogênica que ocorreria em condições de estabilidade é constantemente interrompida pelos distúrbios, levando a comunidade a retornar às condições iniciais e impedindo sua estabilização, com manutenção de alta diversidade de espécies.

Segundo HARRIS (1986), a ocorrência da sucessão depende da estabilização do sistema. Ambientes tropicais, com períodos de estratificação e mistura, teriam sucessões rápidas durante o ano, enquanto que em ambientes temperados a sucessão seria determinada sazonalmente.

As variações diárias na estrutura da comunidade fitoplanctônica parecem ser mais importantes do que as variações sazonais em ambientes tropicais. GLIWICZ (1999) afirmou que a preditabilidade dos eventos sazonais é maior nos ambientes temperados que nos tropicais e que a preditabilidade dos eventos diários é maior nos tropicais se comparados aos ambientes temperados.

REYNOLDS (1984), defendeu que a composição de espécies segue um padrão, com o predomínio das diatomáceas no período de maior turbulência do

inverno, sendo substituídas durante o processo de estabilização da coluna pelas clorofíceas e fitoflagelados. No final do período de estratificação térmica dominariam as cianofíceas. No outono, com nova circulação, o ambiente voltaria às condições iniciais da sucessão mas logo seria interrompido pelas baixas temperaturas do inverno. O período de circulação da primavera daria então o início de outra sucessão.

Este padrão quantitativo e qualitativo mostrado por REYNOLDS (1984) pode sofrer modificações principalmente em razão do grau de trofia do ambiente estudado, mas muitos trabalhos têm mostrado a validade deste modelo (REYNOLDS, 1982, 1983; PAUTOVA *et al.*, 1989).

MELACK (1979), trabalhando em lagos africanos, identificou três possibilidades de comportamento em relação às variações da biomassa do fitoplâncton:

- Padrões sazonais relacionados com precipitação e mistura vertical;
- Padrão com ausência de sazonalidade e variabilidade biológica muito pequena;
- Padrões abruptos de mudança.

Os dois primeiros podem ser explicados, segundo HARRIS (1986), através da relativa importância das variações sazonais em relação às variações diárias; a variabilidade diária, se observada em períodos constantes, produziria padrão homogêneo. Nenhuma explicação foi dada para o terceiro padrão.

Trabalhos mais recentes associam as mudanças na composição de espécies em ambientes tropicais e subtropicais, principalmente, às variações da estabilidade da coluna de água (CARRICK *et al.*, 1993; ARAUZO & COBELAS, 1994; DOS SANTOS & CALIJURI, 1998; CALIJURI & DOS SANTOS, 1996, e CALIJURI *et al.* 2002).

Segundo HARRIS (1980), muitos modelos sobre o equilíbrio do plâncton são invalidados pela existência do desequilíbrio em escalas menores como alguns dias.

Uma das formas de melhor avaliar a variabilidade ambiental influenciando na comunidade é adequar a escala de observação, o mais próximo possível, da escala de resposta dos organismos. Segundo ALLEN & STARR (1982), o tempo de geração de um organismo é a escala de tempo mais indicada para o entendimento da relação entre estímulo e resposta da comunidade. Sendo o tempo médio de geração do fitoplâncton de 1 a 2 dias, observações em curtos períodos conseguem identificar melhor quais fatores atuam diretamente na

estrutura e respostas das comunidades (HARRIS, *op. cit.*; HARRIS, 1983; SEPHTON & HARRIS, 1984; CALIJURI, 1988).

2.3. BIBLIOGRAFIA

ACIESP - ACADEMIA DE CIÊNCIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. 1997. **Glossário de Ecologia**. 2^a edição. ACIESP, CNPq, FINEP, FAPESP SCTDT.

ALDRIDGE, F.J.; PHILIPS, E.J. & SCHELSKE, C.L. 1995. The use of nutrient enrichment bioassay to test for spatial and temporal distribution of limiting factors affecting phytoplankton dynamics in Lake Okeechobee, Florida. **Ergeb. Limnol.** v. 45, p: 177-190.

ALLEN, T.F.H. & STARR, T.B. 1982. **Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity**. University of Chicago Press. Chicago.

ARAUZO, M. & COBELAS, M.A. 1994. Phytoplankton strategies and time scales in a eutrophic reservoir. **Hidrobiol.** v.291. p:1-9.

CALIJURI, M.C. 1988. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. Tese (Doutorado). Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 293p.

CALIJURI, M.C. 1999. **A Comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)**. Tese (Livre-docência). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 215p.

CALIJURI, M.C. & DOS SANTOS, A.C.A. 1996. Short term changes in the Barra Bonita reservoir São Paulo, Brazil: emphasis on the phytoplankton communities. **Hydrobiol.** v. 330, n. 3, p: 163-175.

CALIJURI, M.C; DOS SANTOS, A.C.A. 2001. Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Hydrobiol.** v. 445, n. 1-3, p: 11-26.

- CALIJURI, M. C. & TUNDISI, J. G. 1990. Limnologia comparada das reservatórios do Lobo (Broa) e Barra Bonita - Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Rev. Brasil. Biol.** v. 50, n 4, p: 893-913.
- CALIJURI, M.C., DOS SANTOS A.C.A. & JATI, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. - Brazil). **Journal of Plankton Research.** v. 24, n. 7, p: 617-634.
- CARRICK, H.J.; ALDRIDGE, F.J. & SCHELSKE, C.L. 1994. Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive lake. **Limnol. Oceanogr.** v. 38, n. 6, p: 1179-1192.
- CONNEL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain florest and coral reefs. **Science.** v.199. p: 1302-1310.
- DOS SANTOS, A.C.A. & CALIJURI, M.C. 1998 Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (Sao Paulo, Brazil). **Hydrobiol.** v. 367, n. 1-3, p: 139-152.
- DUMONT, H.J. 1998 The Caspian Lake: History, Biota, Structure, and Function. **Limnol. Oceanogr.** v. 43, n. 1, p: 44-52.
- ELLIOTT, J.A.; IRISH, A.E. & REYNOLDS, C.S. 2001. The effects of vertical mixing on a phytoplankton community: a modeling approach to the intermediate disturbance hypothesis. **Fresh. Biol.** v. 46, p: 1291-1297.
- FERNANDEZ-ROSADO, M.J.; LUCENA, J. & NIELL, F.X. 1994. Space-time heterogeneity of the chlorophyll-a distribution in La Concepcion Reservoir (Istan, Malaga). Representative models. **Arch. Hydrobiol.** v. 129, n. 3, p: 311-325.
- FRECKLETON, R.P. & WATKINSON, A.R. 2002. Large-scale spatial dynamics of plants: metapopulations, regional ensembles and patchy populations. **J. Ecol.** v. 90, p: 419-434.
- GEORGE, D.G. & HEANEY, S.I. 1978. Factors influencing the spatial distribution of phytoplankton In a small productive lake. **J. Ecol.** v. 66, p: 133-155.

- GILBES, F.; LÓPEZ, J.M. & YOSHIOKA, P.M. 1996. Spatial and temporal variations of phytoplankton chlorophyll *a* and suspended particulate matter in Mayagüez Bay, Puerto Rico. **J. Plank. Res.** v. 18, n. 1, p: 29-43.
- GLIWICZ, Z. M. 1999. Predictability of seasonal and diel events in tropical and temperate lakes and reservoirs. In: STRASKRABA, M. & TUNDISI, J.G. (eds) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Backhuys Pub. p. 99-124.
- GLOOSCHENKO, W.A., MOORE, J.E. & VOLLENWEIDER, R.A. 1974. Spatial and temporal distribution of chlorophyll *a* and pheopigments in surface waters of Lake Eire. **J. Fish. Res. B. Can.** v. 31, n. 3, p: 265-274.
- HAMBRIGHT, K. D. & ZOHARY, T. 2000. Phytoplankton species diversity control through competitive exclusion and physical disturbances. **Limnol. Oceanogr.** v. 45, n. 1, p: 110-122.
- HARRIS, G.P. 1978. Photosynthesis: productivity and growth: the physiological ecology of phytoplankton. **Ergeb. Limnol. Beith. Arch. Hydrobiol.** v.10. p: 1-171.
- HARRIS, G.P. 1980. The measurement of photosynthesis in natural populations of phytoplankton. In: MORRIS, I. (ed) **The Physiological Ecology of Phytoplankton**. Blakwell Sci. Publ. Oxford. p: 129-187.
- HARRIS, G. P. 1983. Mixed layer physics and phytoplankton populations: studies in equilibrium and non-equilibrium ecology. **Progress in Phycological Research.** v.2, p: 1-52.
- HARRIS, G.P. 1986. **Phytoplankton Ecology - structure, function and fluctuation**. Chapman and Hall. London. 384p.
- HARRIS, G. P. & SMITH, R.E.H. 1977. Observations of small-scale spatial patterns In phytoplankton populations. **Limnol. Oceanogr.** v. 22, p: 887-899.
- HERMAN, A.W. & DENMAM, K.L. 1977. Rapid underwater profiling of chlorophyll with an *in situ* fluorometer mounted on a "Battfish" vehicle. **Deep Sea Res.** v. 24, p: 385-397.

- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis in species diversity. **Am. Nat.** v. 113, p: 81-101.
- HUTCHINSON, G.E. 1941. Ecological aspects of sucession in natural populations. **Am. Nat.** v. 5, p: 406-418.
- HUTCHINSON, G.E. 1953. The concept of pattern in ecology. **Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia.** v. 105, p: 1-11.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. **A treatise on Limnology. Vol. 1. Geography. physics and chemistry.** Wiley. New York. 1115p.
- HUTCHINSON, G.E. 1961. The Paradox of Plankton. **Am. Nat.** v. 95, p: 137-145.
- HUTCHINSON, G.E. 1967. **A treatise on Limnology. Vol 2 A introductin to Lakee biology and the limnoplankton.** Wiley. New York. 1115p.
- KIERSTEAD, H. & SLOBODKIN, L.B. 1953. The size of water masses containing plankton blooms. **J. Mar. Res.** v. 12, p: 141-147.
- KIMMEL, B.L., LIND, O.T. & PAULSON, L.J. 1990. Reservoir Primary Production. In: THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L. & PAYNE, F.E. (eds). **Reservoir Limnology.** Wiley_Interscience Publication. New York. p: 133-194.
- KUNZ, T.J. & DIEHL, S. 2003. Phytoplankton, light and nutrients along gradients of mixing depth: a field test of producer-resource theory. **Fresh. Biol.** v. 48, p: 1050-1063.
- LINCOLN, R.J.; BOXSHALL, G.A. & CLARK, P.F. 1982. **A dictionary of ecology, evolution and systematics.** Cambridge University Press.
- LORENZEN, C.J. 1966. A method for the continuous measurement of In vivo chlorophyll concentration. **Deep Sea Research.** v. 13, p: 223-227.
- MARGALEF, R. 1967. Some concepts relative to the organization of plankton. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.** v. 5, p: 257-289.
- MARGALEF, R. 1983. **Limnología.** Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 1010 p.
- MOUSTAKA-GOUNI, M.; ALBANAKIS, K.; MITRAKAS, M. & PSILOVIKOS, A.

2000. Planktic autotrophs and environmental conditions in the newly formed hydroelectric Thesaurus reservoir, Greece. **Arch. Hydrobiol.** v. 149, n. 3, p: 507-526.

OKUBO, A. 1971. Horizontal and vertical mixing in the sea. In: HOOD, D.W. (ed) **Impingement of man on the oceans.** Wiley. p: 89-168.

PADISAK, J.; REYNOLDS, C.S. & SOMMER, U. 1993. **Intermediate Disturbance Hypothesis in Phytoplankton Ecology.** *Hidrobiologia* **249**. Klunwer Acad. Publs. 200p

PAUTOVA, L.A.; PAUTOVA, V.N. & SILKIN, V.A. 1989. Phytoplankton succession in a large waterbody. In: SALÁNKI, J. & HERODEK, S. (eds) **Conservation and management of lakes.** *Symp. Biol. Hung.* v.38. p: 117-121.

PLATT, T. 1972. The feasibility of mapping the chlorophyll distribution in the gulf of St Laurence. **Fish Res. Bd. Can. Tech. Rep.** v. 332, p:1-28.

PLATT, T. & DENMAN, K.L. 1975. Spectral analysis in ecology. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** v. 6, p: 189-210.

PLATT, T. & DENMAN, K.L. 1980. Patchiness In phytoplankton distributions. In: MORRIS, I. (ed) **Physiological ecology of phytoplankton.** Balckwell, Oxford. p: 413-432.

POLLINGHER, U. & BERMAN, T. 1975 Quantitative and qualitative changes in the phytoplankton of Lake Kinneret, Israel, 1972-1975. **Oikos.** v. 29, p: 418-428.

REYNOLDS, C.S. 1982. Phytoplankton periodicity: its motivation, mechanisms and manipulation. **Annual Report Freswater Biological Association.** v.50. p: 60-75.

REYNOLDS, C.S. 1983. A physiological interpretation of the dynamic responses of populations of a planktonic diatom to physical variability of enviroment. **New Phytol.** v. 95, p: 41-53.

REYNOLDS, C. S. 1984. **The Ecology of freshwater phytoplankton.** Cambridge

University Press. Cambridge.

- REYNOLDS, C.S. 1988. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** v. 23, p: 681-691.
- RICHARDSON, P.L., ARMSTRONG, R. & GOLDMAN, C.R. 1970. Contemporaneous disequilibrium: a new hypothesis to explain the 'paradox of the plankton'. **Proc. Natl. Acad. Sci.** v. 67, p: 1710-1714.
- SEPHTON, D.H. & HARRIS, G.P. 1984. Physical variability and phytoplankton communities: VI. Day to day changes in primary productivity and species abundance. **Arch. Hydrobiol.** v. 102, n. 2, p: 155-175.
- SOMMER, U.; PADISAK, J.; REYNOLDS, C.S. & JUHASZ-NAGY, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. **Hidrobiol.** v. 249, p:1-8.
- STRASKRABA, M. 1999. Retention time as a key variable em reservoir limnology. In: STRASKRABA, M. & TUNDISI, J.G. (eds) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Backhuys Pub. p: 385 – 410
- STRASKRABA, M. & HOCKING, G. 2002. The effect of theoretical retention time on the hydrodynamics of deep river valley reservoirs. **Int. Rev. Hydrobiol.** v. 87, n. 1, p: 61-83
- STRASKRABA, M.; BLAZKA, P.; BRANDL, Z.; HEJZLAR, P.; KOMÁRKOVÁ, J.; KUBECKA, J.; NESMERÁK, I.; PROCHÁZKOVÁ, L.; STRASKRABOVÁ, V. & VYHNÁLEK, V. 1993. Framework for investigation and evaluation of reservoir water quality in Czechoslovakia. In: STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G. & DUNCAN, A. (eds.). **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management**. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, p: 169 - 212.
- TERRIAULT, J.C., LAWRENCE, D.J. & PLATT, T. 1978. Spatial variability of phytoplankton biomass and related factors in the near-surface waters of na exposed coastal embayment. **Limnol. Oceanogr.** v. 23, n. 5, p: 900-911.
- THORTON, K.W. 1990. Perspectives on Reservoir Limnology. In: THORNTON,

K.W., KIMMEL, B.L. & PAYNE, F.E. (ed). **Reservoir Limnology**. Wiley_Interscience Publication. New York. p: 1-14.

TILMAN, D. 1977. Resource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. **Ecology**. v. 58, p: 338- 348.

VERHAGEN, J.H.G. 1994. Modeling phytoplankton patchiness under the influence of wind-driven currents in lakes. **Limnol. Oceanogr**. v. 39, n. 7, p: 1551-1565.

WATSON, S. & KALFF, J. 1981. Relationship between nanoplankton and lake trophic status. **Can. J. Fish. Aq. Sci.** v. 38, p: 960-967.

WEBSTER, I.T. 1990. Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes. **Limnol. Oceanogr**. v. 35, p: 989-1001.

3. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

3.1. A BACIA HIDROGRÁFICA DO RESERVATÓRIO DE SALTO GRANDE (AMERICANA)

O reservatório de Salto Grande (Americana) está localizado na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, sub-bacia do rio Atibaia (Figura 3.1). A bacia do rio Piracicaba possui área total de 12.400 km², engloba alguns dos municípios mais industrializados do interior do Estado de São Paulo, como Americana, Paulínia, Piracicaba e Campinas (CBH-PCJ, 2001).

Segundo informações do Comitê de bacias dos rios Piracicaba, Jundiaí e Capivari (CBH-PCJ, *op. cit.*), a população da bacia do Piracicaba está em torno de 6 milhões de pessoas e tem uma das situações mais frágeis na disponibilidade de água para um futuro próximo (Figura 3.2).

A área da sub-bacia do Atibaia é de 2.960 km² e o reservatório localiza-se próximo à foz do rio Atibaia, que logo após a barragem junta-se ao rio Jaguari, formando o rio Piracicaba (FALCO, 2000). O desnível natural da região é de 14 m, sendo elevado para 32,5 m com a construção da barragem (COELHO, 1993)

Apesar de ser divisa entre os municípios de Americana e Cosmópolis, grande parte da utilização do reservatório é feita pelas duas praias do município de Americana (Azul e dos Namorados) (LEITE, 1998).

A região de Americana sofreu nos últimos 30 anos grande crescimento na atividade industrial em prejuízo da atividade agrícola, transformando-se no maior polo têxtil do Brasil. As terras agricultáveis da região aos poucos estão passando dos pequenos proprietários rurais para grandes produtores, principalmente de cana-de-açúcar e laranja (BOTTURA, 1998).

Segundo BOTTURA (*op. cit.*), a história da ocupação da bacia hidrográfica do reservatório de Salto Grande descreve o processo de modificação pelo qual passou toda esta região do Estado de São Paulo. O reservatório foi construído em 1911 para gerar energia para as primeiras indústrias de tecido da região. Em 1946 a CPFL (Companhia Paulista de Força e Luz), que havia adquirido a antiga Usina de Salto Grande, utilizou a mesma queda de água para a construção da Usina Hidrelétrica de Americana, inicialmente para gerar 30mW hora e abastecer a região já em crescente processo de industrialização e urbanização (LEITE, *op. cit.*).

Na década de 50, dois processos aconteceram simultaneamente para mudar a estrutura social da região. Por um lado, a industrialização crescente atraiu para região muitos imigrantes, acelerando o processo de urbanização, e do outro, o reservatório de Salto Grande se tornou grande pólo turístico, com a construção de restaurantes e hotéis e a abertura de loteamento de alto padrão nas margens do reservatório (BOTTURA, 1998).

No período seguinte, que incluiu as décadas de 60, 70 e 80, o aumento da população urbana da região acompanhou crescente industrialização causada pela descentralização da base industrial do Estado, da capital e região metropolitana para o interior. Essa industrialização, incentivada pelo governo do Estado, aumentou os efeitos no ambiente regional, levando à gradativo processo de eutrofização dos corpos de água, inclusive do reservatório de Salto Grande (PROCHNOW, 1981). Hoje, essa região é uma das mais populosas do Estado de São Paulo (Figura 3.3.).

A decadência dos bairros que beiram o reservatório, na década de 90, foi causada principalmente pela dificuldade de uso do reservatório para atividades tradicionais (pesca e lazer), em função do processo de eutrofização cultural. Atualmente os bairros no entorno do reservatório têm terrenos pouco valorizados e tornaram-se gradativamente bairros dormitórios, para operários de Americana (BOTTURA, *op. cit.*).

A bacia hidrográfica do reservatório de Salto Grande insere-se na passagem do planalto atlântico para a depressão periférica, com manchas residuais de vegetação de florestas e cerrados já muito descaracterizados. Na área da bacia predominam as rochas sedimentares paleozóicas da Formação Itararé, Grupo Tubarão. Os solos são do tipo Latossolo Roxo e Latossolo Vermelho Escuro Orto, sendo o primeiro de grande interesse agrícola devido à boa fertilidade, e usado atualmente para a produção de cana-de-açúcar e laranja (GOBBO, 1991). O clima é característico da região, com duas estações bem marcadas: um período seco, com madrugadas frias e tardes quentes e ocorrências eventuais de geadas (abril a setembro), e outro período mais úmido e quente (outubro a março) (GOBBO, *op. cit.*).

De acordo com a classificação de Köppen, esse clima é do tipo Cwa, ou seja, clima brando com inverno seco e verão quente.

Durante os períodos de amostragem, a temperatura do ar (média diária) variou entre 29,5 °C (outubro de 1999) e 15,0 °C (julho de 2000). A média diária do vento observado ficou entre 15,9 m.s⁻¹ em outubro de 1999, e 0,1 m.s⁻¹ em

julho de 2000. A precipitação diária acumulada foi maior em janeiro de 2000 com pico de 102,4 mm em 02/01/2000; no mês de abril de 2000, durante os três dias que antecederam a coleta e em todo o período de amostragem não houve precipitação. As horas de insolação acompanharam a precipitação, com maiores tempos de insolação ocorridos no mês de abril de 2000 e menores em janeiro de 2000 (Figura 3.4.).

Os dados climatológicos, menos precipitação, foram cedidos pelo sub-comitê da bacia hidrográfica do rio Piracicaba e são da estação climatológica de Rio Claro, pertencente ao Instituto Agrônomo de Campinas. Os dados pluviométricos foram cedidos pelo Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos, da Secretaria do Estado de Obras e Recursos Hídricos, e são de um pluviômetro, modelo “Ville de Paris”, instalado às margens do reservatório.

3.2. O RESERVATÓRIO DE SALTO GRANDE (AMERICANA)

O reservatório de Salto Grande e a Usina Hidrelétrica de Americana estão localizados no município de Americana, na região central do Estado de São Paulo (22° 44' S e 47° 20' W) (Figura 3.1.), na sub-bacia do rio Atibaia.

A margem direita do reservatório é dominada por cultivo de cana-de-açúcar. Segundo a SMA (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 1994), 57% da sub bacia do rio Atibaia é ocupada pela atividade agrícola, sendo a maior parcela (42%) dedicada à pecuária. Cerca de 22% da área ainda possui mancha de mata preservada (Figura 3.5).

O reservatório está sujeito às grandes entradas de materiais em suspensão através do seu principal tributário, o rio Atibaia. Este rio recebe o aporte dos esgotos domésticos e efluentes industriais das cidades de Paulínia e Campinas (Figura 3.6).

FALCO (2000), utilizando-se da classificação de STRAŠKRÄBA (1999), definiu o reservatório de Salto Grande como pequeno e com fluxo intermediário (com tempo de retenção – T.R. entre duas semanas e 1 ano).

ARCIFA & FROELICH (1985) classificaram esse reservatório como polimítico. Trabalho mais recente (CALIJURI *et al.*, 1999) mostrou que esse

sistema pode ficar estratificado durante longos períodos, o que pode ser fator determinante para a anoxia observada no fundo do reservatório.

Nos últimos anos, a comunidade fitoplanctônica deste reservatório tem sido intensamente estudada. A estrutura da comunidade fitoplanctônica em várias escalas temporais e espaciais (FALCO, 2000, CALIJURI, *et al.*, 1999, e SOUZA, 2000) e a dinâmica da produtividade primária (CALIJURI, *et al.*, *op. cit.*) já foram descritas. Estes trabalhos evidenciaram que o grupo fitoplanctônico mais abundante no reservatório é o das cianofíceas, principalmente do gênero *Microcystis* sp, favorecidas pela estabilidade do sistema e o grau de trofia. CALIJURI *et al.* (*op. cit.*) determinaram que neste reservatório o principal fator limitante à produtividade primária do fitoplâncton é a baixa disponibilidade da radiação fotossinteticamente ativa, principalmente nos meses de verão.

As vazões do reservatório de Salto Grande foram consideradas por SOUZA (*op. cit.*) um dos principais fatores determinantes da comunidade. Neste trabalho, durante os períodos de amostragem (Figura 3.7) as maiores vazões ocorreram no verão ($1.750 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ no dia 06/01) e as menores ocorreram durante as coletas de julho ($103,7 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ durante todo o período). Nos meses de outubro/99 e janeiro e abril/00 não houve vazão vertida; toda a vazão neste período foi aproveitada para a geração de energia elétrica. Em julho de 2000, devido o baixo volume do reservatório, não houve geração de energia, sendo que a vazão do período foi somente para manter o curso do rio Atibaia a jusante.

O tempo de retenção hidráulico no reservatório, variou de 10,6 dias (6 de janeiro de 2000), a 284 dias (durante todo o período de julho de 2000). As maiores vazões e menores tempos de retenção foram observados no período de chuva e situação oposta ocorreu no período de estiagem (Figura 3.8).

Na Tabela 3.1 encontra-se quadro resumido das principais características hidráulicas, hidrológicas e limnológicas do reservatório de Salto Grande e do reservatório do Lobo (Broa).

Figura 3.1 Localização geográfica dos reservatórios do Lobo e Salto Grande, no Estado de São Paulo.

Figura 3.2. Principais ocupações e impactos nas bacias hidrográficas dos rios Jundiáí, Capivari e Piracicaba (CBH-PJC, 2001- modificado).

Figura 3.3. Mapa esquemático da densidade populacional no Estado de São Paulo. IBGE, 1996.

Figura 3.4 Variação diária de parâmetros climatológicas: A - temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), B - vento (m.s^{-1}), C - precipitação (mm) e D - horas de insolação (h.dia^{-1}) na região do reservatório de Salto Grande (Americana), nos períodos de 2 a 8 de outubro de 1999 e em 1 a 7 de janeiro, abril e julho de 2000).

Figura 3.5. Imagem de satélite indicando os prováveis usos e ocupações do entorno do reservatório de Salto Grande (INPE, 1996).

Figura 3.6. Foto de satélite indicando maior concentração de material particulado proveniente do rio Atibaia (região mais clara) em agosto de 1996 (INPE, 1996).

Figura 3.7. Vazões vertidas e turbinas no reservatório de Salto Grande no período de 2 a 8 de outubro de 1999 e em 1 a 7 de janeiro, abril e julho de 2000.

Figura 3.8. Tempo de retenção, médias diária e médias por período no reservatório de Salto Grande, no período de 02 a 08 de outubro de 1999, de 1 a 7 de janeiro, de 1 a 7 de abril e de 1 a 7 de julho de 2000.

3.3. A BACIA HIDROGRÁFICA DO RESERVATÓRIO DO LOBO

O reservatório do Lobo, também conhecido como Broa, faz parte da bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu e se localiza na região centro-leste do Estado de São Paulo (Figura 3.1.).

A bacia hidrográfica, inserida na área de proteção ambiental de Corumbataí, é formada por uma rede de pequenos rios com padrão dendrítico. Ao longo desses rios temos a presença de mata galeria com alta diversidade da fauna e acumulação de matéria orgânica (TUNDISI, 1986). A área total da bacia é de 227,7 km² e fica a uma altitude média de 770 m do nível do mar (Figura 3.9).

Apesar da intensificação na região do processo de industrialização, a maioria dos grandes cursos de água tem condições de aceitáveis para boa, segundo classificação da CETESB, e um dos problemas mais urgentes é a falta de tratamento de esgotos pelos municípios que compõem a bacia (CBH-TJ, 2001).

O clima desta região é controlado pelas massas de ar equatorial e tropical com períodos seco (maio a outubro) e úmido (novembro a abril). Algumas influências das frentes frias do sul são típicas, principalmente durante o outono e o inverno. O inverno (junho a setembro) é seco com chuvas escassas ou ausentes. De acordo com a classificação de Köppen, o clima pode ser considerado como Cwai-Awi, ou seja, quente com um período seco (TUNDISI, *op. cit.*).

Na Figura 3.10 pode-se observar as mudanças das principais variáveis climatológicas no reservatório do Lobo (Broa) durante os períodos de coleta. A temperatura variou de 14,5 °C em julho de 2000 a 25,1 °C em abril. Outubro de 1999 foi o período onde foram observadas as maiores velocidades do vento, com picos de 10,31 m.s⁻¹ (média diária); o período de menores ventos foi abril de 2000, quando registrou-se 1,06 m.s⁻¹. As maiores precipitações também foram observadas em outubro de 1999, com 16,5 mm no dia 18/10. O mês de abril foi o único que não apresentou chuva. As horas de insolação foram maiores em abril, levando-se em conta as médias dos períodos de coletas, em julho foram observados os menores períodos de insolação.

Os dados meteorológicos foram obtidos na estação climatológica do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de

São Carlos – USP, que se localiza na margem direita do reservatório, próximo à barragem.

A bacia hidrográfica do reservatório do Lobo (Broa) é originada pela captação artificial dos ribeirões do Lobo e Itaqueri e pelos córregos do Geraldo e das Perdizes. Suas águas percolam uma vasta área de sedimentos holocênicos, apresentando em alguns pontos intrusão de basalto (CALIJURI, 1988).

Nessa região afloram rochas da formação Serra Geral (Basalto, Arenito, Intertrap e Diabásio), da formação Botucatu-Pirambóia e do grupo Bauru (Arenitos, Siltitos e Conglomerados), situada na região centro-leste do Estado de São Paulo. Assim, o solo dessa bacia pode ser classificado em oito tipos diferentes: solos Hidromórficos, solos Orgânicos, Latossolo (amarelo e vermelho), Regassolo, solos Litólicos “terra roxa” (solo derivado do Basalto), solos Podzólicos e solos arenosos (originados do Quartzo) (CHALAR & TUNDISI, 1999).

A vegetação predominante nessa região é o cerrado, sendo substituído por mata galeria nas áreas de solos mais úmidos e férteis, e por pântanos na porção superior dos rios (Figura 3.11). Ocorrem áreas de reflorestamento com *Pinus* sp e *Eucaliptus* sp. além de atividade agrícola permanente e ocasional (TUNDISI, 1986).

Nos últimos três anos intensificaram-se as atividades turísticas, existindo dias em que aproximadamente 80.000 pessoas freqüentaram as margens dessa reservatório. Além disso, tem ocorrido “explosão” de loteamentos com casas de veraneio e a prefeitura de Itirapina tem grande interesse em explorar esse recurso hídrico para turismo (incluindo atividade náutica e pesca).

Em toda a bacia do rio Jacaré-Guaçu, um dos problemas mais freqüentes é o crescimento desordenado dos municípios sem a infra-estrutura básica de saneamento que pode provocar a rápida degradação dos recursos hídricos da região e conseqüentemente problemas com o uso da água (Figura 3.12)(CBH-JT, 2001).

3.4. O RESERVATÓRIO DO LOBO (BROA)

O reservatório do Lobo foi construído em 1936 para fins de produção de energia elétrica. Localiza-se entre os municípios de Brotas e Itirapina, na região

central do Estado de São Paulo (22°15'S e 47°40'W) a uma altitude média de 620 metros (CALIJURI, 1988).

Os primeiros estudos limnológicos foram iniciados neste reservatório em 1971 (TUNDISI *et al.*, 1972) e até hoje é considerado um dos reservatórios mais estudados do hemisfério sul.

O reservatório do Lobo que, segundo CALIJURI (*op. cit.*), deve ser considerado como oligo-mesotrófico, está inserido em uma área com solos que são caracterizados por alta deficiência de nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio. Alterações ambientais detectadas no reservatório devido à atividade humana são: desflorestamentos, despejos domésticos, fertilizantes utilizados em algumas áreas agrícolas (CALIJURI, *op. cit.*) e intensa atividade turística.

O reservatório é polimítico devido à ação constante de ventos na direção axi principal (sul para norte) produzindo turbulência durante todo o ano, concentrações elevadas de oxigênio dissolvido em toda a coluna de água (conseqüentemente precipitação de fósforo nos sedimentos), reduzida condutividade, baixas concentrações de nutrientes inorgânicos (principalmente nitrogênio e fósforo) e maiores concentrações de clorofila no inverno (Tabela 3.1) (CHALAR & TUNDISI, 1999).

Apesar de ser um reservatório muito estudado, a CESP, operadora da barragem somente começou a fazer medições regulares da vazão do reservatório recentemente (2000). Mesmo assim os dados disponíveis não consideram a vazão vertida e a turbinada e sim a vazão do rio após a saída do reservatório e da desembocadura da água que é utilizada pela Usina.

A vazão (Figura 3.13), no período estudado variou entre 3,7 m³.s⁻¹ (em 10/01/2000) até 1,1 m³.s⁻¹ (em junho de 2000), nos dias de amostragem. O tempo médio de residência diário e do período foi maior em junho e menor em janeiro de 2000.

Apesar de muitas bibliografias afirmarem que o tempo médio de residência da água no reservatório seja de 20 a 30 dias (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1995; MIRANDA & MATVIENKO, 2003), durante os períodos estudados o tempo de residência da água estimado no reservatório nunca foi inferior a 57 dias (9/01/2000) sendo que em junho ele foi de 230 dias (Figura 3.14).

Não há dados disponíveis sobre a vazão e o tempo de residência em outubro de 1999. Porém os valores de vazão e o tempo de retenção médio em

outubro de 2000, foram intermediários aos picos máximos e mínimos e próximos dos valores observados em abril de 2000, vazão média no mês de abril de 2000 foi de $1,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, enquanto que em outubro foi de $2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figura 3.15), o tempo de residência médio em abril foi de 133,3 dias e em outubro foi de 125,2 dias (Figura 3.16). Apesar de existirem diferenças interanuais, estas diferenças não são significativas para alterar profundamente este padrão observado no ano 2000, assim sendo é provável que o tempo de residência e a vazão média em outubro de 1999 sejam semelhantes aos observados em outubro de 2000.

Tabela 3.1. Características hidráulicas, hidrológicas e limnológicas dos reservatórios do Lobo e Salto Grande.

Característica	reservatório do Lobo (Broa)	reservatório de Salto Grande (Americana)
Área da Superfície	6,8 km ²	11,5 km ²
Profundidade Máxima	12 metros	19 metros
Volume	22 x 10 ⁶ m ³	106 x 10 ⁶ m ³
Comprimento	6,37 km	8,23 km
Largura Máxima	2,3 km	2,8 km
Tempo Médio de Residência	20 dias	30 dias
Tipologia	Polimítico	Polimítico
Condutividade	7 – 9 µS.cm [*]	121 – 222 µS.cm ⁻¹ ⊙
pH	5,9 – 6,8 [*]	6,3 – 8,5 [⊙]
Coeficiente de atenuação (K)	7,83 – 16,36 m ⁻¹ [*]	6,43 – 45,00 m ⁻¹ ⊙
Clorofila a	12,09 – 24,18 µg.L ⁻¹ ⊙	5,58 – 318,06 µg.L ⁻¹ ⊙
Produtividade Primária	10,7 - 29,1 mgC.m ⁻² .h ⁻¹ [*]	6,2 – 200,1 mgC.m ⁻² .h ⁻¹ ⊙
Nitrato	4,34 – 15,65 µg.L ⁻¹ [*]	534,2 – 996,5 µg.L ⁻¹ ⊙
Nitrito	0,63 – 2,77 µg.L ⁻¹ [*]	16,1 – 78,8 µg.L ⁻¹ ⊙
Fosfato total dissolvido	3,07 – 11,22 µg.L ⁻¹ [*]	11,0 – 78,9 µg.L ⁻¹ ⊙
Fosfato inorgânico	1,69 – 4,88 µg.L ⁻¹ [*]	4,5 – 40,5 µg.L ⁻¹ ⊙
Silicato reativo	0,24 – 2,19 mg.L ⁻¹ [*]	4,29 – 23,14 mg.L ⁻¹ ⊙
IET (PT) Carlson	20,93 – 33,78 oligotrófico [*]	57,33 – 85,67 hipereutrófico [⊙]

⊙ CALIJURI (dados não publicados)

⊙ CALIJURI *et al.* (1999)

* CALIJURI (1988)

Figura 3.9. Reservatório do Lobo altimetria e principais tributários (CALIJURI *et al.* 1994 modificado).

Figura 3.10 Variação de parâmetros climatológicos: A - temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), B - vento (m.s^{-1}), C - precipitação (mm) e D - horas de insolação (h.dia^{-1}) na região do reservatório do Lobo, nos períodos de 18 a 23 de outubro de 1999, de 9 a 15 de janeiro e abril de 2000, e de 25 a 30 junho de 2000.

Figura 3.11. Vegetação e ocupação da bacia hidrográfica do reservatório do Lobo (CALIJURI *et al.* 1994 modificado).

Figura 3.12. Principais ocupações e impactos nas bacias hidrográficas dos rios Jundiá, Capivari e Piracicaba (CBH-PJC, 2001 – modificado).

Figura 3.13 Vazão do rio do Lobo após a saída do reservatório, nos dias 9 a 15 de janeiro e abril de 2000 e nos dias 25 a 30 de junho de 2000.

Figura 3.14 Tempo de retenção da água no reservatório do Lobo, de janeiro a dezembro de 2000 e de janeiro a junho de 2001.

Figura 3.15. Vazões médias do reservatório do Lobo em 2000.

Figura 3.16. Tempo de residência médio da água no reservatório do Lobo em 2000.

3.5. BIBLIOGRAFIA

ARCIFA, M.S. & FROEHLICH, C.B. 1985. Padrões de circulação vertical em dez reservatórios do Estado de São Paulo. **Ciência e Cultura**. v. 38, n. 4, p: 684-692.

BOTTURA, G. 1998. **A compreensão das formas de relação da população com o meio ambiente. Estudo de caso no Reservatório de Salto Grande (Americana - SP)**. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 122p.

CALIJURI, M.C. 1988. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas em diferentes estágios de eutrofização**. Tese (Doutorado). Pós-Graduação Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 293p.

CALIJURI, M.C., DEBERDT, G.L.B., & MINOTI, R.T. 1999. A produtividade primária pelo fitoplâncton na reservatório de Salto Grande. In: HENRY, R. (ed). **Ecologia de Reservatório: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu. FUNDIBIO, FAPESP. p: 109-148.

CALIJURI, M. L.; CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. & RIOS, L. 1994. Implantação de um Sistema de Informação Geográfica na Bacia Hidrográfica do Lobo

(Broa) - Estado de São Paulo. **GIS Brasil**. v. 94, p: 35-43.

CHALAR, G. & TUNDISI, J.G. 1999. Main processes in the water column determined by wind and rainfall at Lobo (Broa) reservoir. Implications for phosphorus cycling. In: TUNDISI, J.G. & STRAŠKRĀBA, M. (eds) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Backhuys Publishers. p: 53-65.

COELHO, M.A. 1993. **Análise do processo de assoreamento do Reservatório de Americana – SP**. Dissertação (Mestrado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, rio Claro, SP. 69p.

CBH-PCJ 2001 Comitê de Bacia Hidrográfica dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. **Características Hidrográficas**. <http://www.rekursoshidricos.sp.gov.br/>. (01/06/2001).

CBH-TJ 2001 Comitê de Bacia Hidrográfica dos rios Tietê-Jacaré. **Características Hidrográficas**. <http://www.rekursoshidricos.sp.gov.br/>. (01/06/2001).

FALCO, P.B. 2000. **Distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ecológicas no Reservatório de Salto Grande (Americana - SP), em duas épocas do ano**. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 112p.

GOBBO, C. 1991. **Aspectos geográficos e geomorfológicos dos municípios de Nova Odessa, Americana e Santa Barbara d'Oeste - SP**. Secretaria do Estado da Educação. Delegacia de Ensino de Americana.

HENRY, R., TUNDISI, J.G. & CURI, P.R. 1984. Effects of phosphorous and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo reservoir, Brazil) **Hydrobiologia**. v. 118, n. 2, p: 177-185.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 1996. **Contagem da população 1996**. <http://www.ibge.gov.br/ibge/estatistica/populacao/contagem/> (01/06/2001).

- LEITE, M.A. 1998. **Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (Americana, SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema**. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 146p.
- MIRANDA, S.A. & MATVIENKO, B. 2003. Rain and groundwater as phosphorous sources of a small reservoir. **Lakes & Reserv. Resear. & Manag.** v. 8, p: 27-30.
- PROCHNOW, M. C. R. 1981. **A Qualidade das Águas Na Bacia do rio Piracicaba**. Dissertação de Mestrado – UNESP. rio Claro, 168 P.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. 1994. **Estabelecimento de metas ambientais e reenquadramento dos corpos d'água**; Bacia do rio Piracicaba. Séries relatórios. SMA.
- SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HIDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2003. **Banco de dados hidrometereológicos**. <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/bancodedados/index.html> (01/06/2001)
- SOUZA, R.C.R. 2000. **Dinâmica espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica de um reservatório hipereutrófico: Salto Grande (Americana, São Paulo)**. Tese (Doutorado). Pós-Graduação Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 159p.
- STRAŠKRĀBA, M. 1999. Retention time as a key of reservoir limnology. In: TUNDISI, J.G. & STRAŠKRĀBA, M. (eds) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Backhuys Publishers.
- TUNDISI, J.G, TUNDISI, T.M., STRIXINO, G., MARINS, M.A. & MATTOS, E.P. 1972. **Estudos ecológicos na reservatório do Broa**. vol I e II. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. SP.
- TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1995. The Lobo-Broa Ecosystem Research. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M. & MATSUNURA-TUNDISI, T. (eds) **Limnology in Brazil**. ABC/SBL. p: 219-244.

TUNDISI, J.G. 1986. **Limnologia de reservatórios artificiais**. Boletim de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. v. 11, p: 1-46.

WATANABE, T. 1981. **Flutuação sazonal e distribuição espacial do nano e microfitoplâncton na Reservatório do Lobo (Broa), São Carlos, SP**. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 160p.

4. DISPONIBILIDADE E DISTRIBUIÇÃO DOS RECURSOS

4.1. INTRODUÇÃO

A comunidade fitoplanctônica está sujeita à ação de vários fatores atuando em escalas temporais e espaciais diferentes. Os principais recursos que esta comunidade está sujeita são: radiação solar, mistura e estratificação da coluna de água e nutrientes. A intensidade e a frequência da mistura são consideradas fatores primários que regem a ecologia evolucionária do fitoplâncton (CALIJURI, 1999).

A heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal dos recursos selecionarão as espécies e são responsáveis pela determinação da biomassa, composição e produção primária da comunidade. Nesse contexto, este capítulo tem por objetivo avaliar a distribuição e disponibilidade de alguns recursos (temperatura, radiação subaquática, nutrientes dissolvidos e totais) nos dois reservatórios, Lobo e Salto Grande, tendo em vista discutir variações na dinâmica e na estrutura das comunidades fitoplanctônicas.

Apesar do padrão de heterogeneidade espacial determinado para os reservatórios de Salto Grande e do Lobo, já ter sido identificado em muitos reservatórios (THORNTON, 1990, HEJZLAR & VYHNÁLEK, 1998), somente mais recentemente têm sido realizados trabalhos em ambientes tropicais e, particularmente no Brasil, para identificar o padrão de heterogeneidade espacial em reservatórios (NOGUEIRA *et al*, 1999). O presente trabalho pretendeu contribuir para o entendimento desta heterogeneidade em reservatórios, principalmente comparando as diferenças motivadas pelo grau de trofia.

4.2. OBJETIVOS

- Identificar os padrões de variação temporal e heterogeneidade espacial dos recursos nos reservatórios de Salto Grande e do Lobo.
- Identificar os padrões de variação temporal e heterogeneidade espacial dos processos de estratificação e mistura dos reservatórios de Salto Grande e do Lobo.
- Determinar os fatores ambientais definidores dos padrões de heterogeneidade espacial e variabilidade temporal nos dois reservatórios.

4.3. MATERIAL E MÉTODOS

4.3.1 As coletas

As coletas nos dois ambientes foram sazonais e intensivas (realizadas durante três dias consecutivos). Na Tabela 4.1 podem ser observadas as datas de coletas nos dois reservatórios. As coletas intensivas tiveram por finalidade observar as variações de formação e manutenção dos “patchiness” em curtos períodos de tempo os dois reservatórios.

Tabela 4.1. Períodos e datas de coleta nos reservatórios estudados

Períodos	reservatório de Salto Grande	reservatório do Lobo
Primavera	5 a 7 de outubro de 1999	20 a 22 de outubro de 1999
Verão	4 a 6 de janeiro de 2000	10 a 12 de janeiro de 2000
Outono	4 a 6 de abril de 2000	10 a 12 de abril de 2000
Inverno	4 a 6 de julho de 2000	28 a 30 de junho de 2000

Foram realizadas 5 transecções eqüidistantes em cada reservatório, denominadas T1, T2, T3, T4 e T5; no sentido transversal ao canal principal. Apesar da área do reservatório de Salto Grande ser maior, as transecções, só foram feitas na área útil do reservatório, onde havia a possibilidade de navegação, descontando a região mais rasa da desembocadura do rio Atibaia (a montante) e a região próxima à barragem, constantemente cobertas por macrófitas flutuantes.

A coleta de amostras para determinação de nutrientes totais e dissolvidos, material em suspensão, pH e alcalinidade foi feita a cada 200 metros na superfície em cada transecção sendo que nas transecções mais curtas (<600 m) foram coletadas amostras em cada uma das margens e uma no centro, totalizando 20 amostras discretas no reservatório de Salto Grande e 19 no do Lobo (Figura 4.1 e 4.2)

Os perfis de oxigênio dissolvido, pH, condutividade, temperatura e radiação subaquática fotossinteticamente ativa foram realizados em três

estações em cada transecção, uma em cada margem e uma no centro, sendo 15 perfis em cada reservatório, nos dias de coleta.

4.3.2 Variáveis físicas e químicas

A radiação solar subaquática foi determinada com um radiômetro “Quanta-meter Ly-Cor” entre 400-700 nm (i.e. faixa do visível) de sensibilidade. Os coeficientes de atenuação total foram obtidos através dos dados de radiação solar subaquática e calculado através das fórmulas descritas em WETZEL & LIKENS (1991).

Os perfis de oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade e pH foram obtidos de 0,50 em 0,50 m, com uma multissonda “Water Quality Cheker” modelo U-10 da Horiba.

O material em suspensão nos, filtros GF/C das amostras filtradas no campo, foi determinado através da técnica gravimétrica descrita em TEIXEIRA *et al.* (1965).

O pH e a alcalinidade foram determinados segundo a técnica descrita em GOLTERMAN & CLYMO (1969). A partir dos dados obtidos para a alcalinidade foram calculadas as concentrações de CO_2 total, HCO_3^- , CO_2 livre e CO_3^{2-} segundo a metodologia descrita em MACKERETH *et al.* (1978).

A determinação dos nutrientes dissolvidos inorgânicos (nitrato, nitrito, ion amônio, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido) foi realizada no laboratório do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de São Carlos (CRHEA-USP). Para as análises de nutrientes dissolvidos, a água coletada foi filtrada, no campo, em filtros GF/C, e a amostra resultante foi congelada para armazenamento e transporte.

Na determinação do nitrito (NO_2^- em $\mu\text{g.L}^{-1}$) e do nitrato (NO_3^- em $\mu\text{g.L}^{-1}$) foi utilizado o método descrito em MACKERETH *et al.* (1978). O método que foi utilizado, para a determinação do ion amônio (NH_4^+ em $\mu\text{g.L}^{-1}$) é o descrito em KOROLEFF (1976). Para o fosfato inorgânico dissolvido (PO_4^- em $\mu\text{g.L}^{-1}$) e o fosfato total dissolvido (em $\mu\text{g.L}^{-1}$) foi usada a metodologia descrita por STRICKLAND & PARSONS (1960). O silicato reativo (SiO_2 em mg.L^{-1}), foi determinado utilizando o método descrito por GOLTERMAN *et al.* (1978).

Para determinação dos nutrientes totais (nitrogênio orgânico total e fósforo total) foram utilizadas amostras não filtradas e congeladas. O nitrogênio

total foi determinado em um aparelho da marca BÜCHI, através do método clássico de Kjeldhal descrito no Standard Methods (ASPHA, 1995). A metodologia que foi empregada para análise do fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) foi a descrita em STRICKLAND & PARSONS (1960).

Figura 4.1 Localização aproximada das estações de coleta no reservatório de Salto Grande.

Figura 4.2. Localização aproximada das estações de coleta no reservatório do Lobo.

4.3.3 Análise estatística dos resultados

Para descrever as variações dos fatores físicos e químicos em ambos reservatórios, foram propostas três tipos de análises estatísticas:

1. Cálculo do coeficiente de variação (%), comparando a variação entre os três dias consecutivos (temporal-diário), entre os quatro períodos de amostragem (temporal-sazonal) e entre as estações de coletas (espacial). Este coeficiente permite comparar o grau de variabilidade dos dados e identificar em qual das escalas a variabilidade ambiental é maior

(AYRES *et al.*, 2000). Este coeficiente é amplamente utilizado nos estudos de variação espacial e temporal de populações, mas pode ser utilizado também para caracterizar o grau de variância entre os componentes de um ecossistema (TYRE *et al.*, 1997)

O Coeficiente de Variação (CV) é a razão entre o desvio padrão e a média referente a dados de uma mesma série, expresso em porcentagem, e pode ser calculado através da equação:

$$CV = \frac{S}{X} \times 100 \quad (4.1)$$

Sendo que:

S = Desvio Padrão da Amostra

X = Média

2. Cálculo da relação entre variância da amostra e média. Este índice nos permite identificar se o padrão de distribuição dos dados é mais homogêneo ou mais agregado. Uma propriedade geral das distribuições aleatórias é que a variância é igual à média. Quando a variância é menor que a média há uma distribuição uniforme, e quando a variância é maior que a média a distribuição é agregada.
3. Análise de Agrupamentos (Cluster): com o objetivo de indicar o grau de similaridade entre as estações a partir dos dados físicos e químicos. Foi utilizado o método por ligações completas e a similaridade foi descrita por 1-Pearson, a escolha do método baseou-se nas considerações de VALENTIN (2000)

4.4. RESULTADOS

4.4.1 Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa Incidente

Os valores médios, máximos e mínimos da radiação solar incidente na superfície do reservatório de Salto Grande podem ser observados na Tabela 4.2.

A radiação solar incidente na superfície, no reservatório de Salto Grande, variou de 950 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ em 6 de janeiro de 2000, a 50 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ em 4 de janeiro

de 2000. As maiores médias de radiação foram observadas em abril de 2000, ($732 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) coincidindo com o período de estiagem e maior quantidade de horas de insolação. Em janeiro de 2000 foram observados os menores valores de radiação solar incidente ($322 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), e a maior variação entre as incidências máximas e mínimas. Este período foi caracterizado pela maior precipitação e a constante presença de nuvens contribuiu para este comportamento.

No Reservatório do Lobo a radiação solar na superfície da água variou de $1000 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ em 20 de outubro de 1999, a $85 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ em 30 de junho de 2000. A radiação incidente na superfície foi maior nos períodos de outubro de 1999 e janeiro de 2000 ($678 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e menor no período de junho de 2000 ($344 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) (Tabela 4.3.).

Tabela 4.2 Radiação solar fotossinteticamente ativa incidente na superfície (0 metros) em $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Valores médios, máximos e mínimos dos 15 pontos no reservatório de Salto Grande, durante as amostragens.

Reservatório de Salto Grande			
Outubro	Média	Máximo	Mínimo
05/10/1999	551	710	450
06/10/1999	573	800	300
07/10/1999	693	800	450
Média	606	770	400
Janeiro			
04/01/2000	185	400	50
05/01/2000	219	400	100
06/01/2000	563	950	150
Média	322	583	100
Abril			
04/04/2000	793	950	550
05/04/2000	673	900	450
06/04/2000	731	900	500
Média	732	917	500
Julho			
04/07/2000	348	480	230
05/07/2000	493	610	340
06/07/2000	477	580	400
Média	439	557	323

Tabela 4.3. Radiação solar fotossinteticamente ativa incidente na superfície (0 metros) em $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Valores médios, máximos e mínimos dos 15 pontos no reservatório do Lobo, durante as amostragens.

Reservatório do Lobo			
Outubro	Média	Máximo	Mínimo
20/10/1999	637	1000	300
21/10/1999	694	900	530
22/10/1999	703	850	550
Média	678	917	460
Janeiro			
10/01/2000	757	950	470
11/01/2000	614	800	350
12/01/2000	662	950	140
Média	678	900	320
Abril			
10/04/2000	631	750	510
11/04/2000	562	670	130
12/04/2000	607	700	500
Média	600	707	380
Junho			
28/06/2000	498	640	350
29/06/2000	450	550	320
30/06/2000	85	220	40
Média	344	470	237

4.4.2 Profundidades da Zona Eufótica (Zeu), do Disco de Secchi (Zsd) e do Coeficiente de Atenuação

No reservatório de Salto Grande a profundidade de zona eufótica variou de 4,0 a 0,3 m, sendo que a maior Zeu foi observada em julho de 2000 e a menor em janeiro de 2000. As maiores médias de Zeu foram observadas em outubro de 1999 e julho de 2000 (2,2 m). A variabilidade de Zeu, determinada pelo Coeficiente de Variação, foi maior na escala espacial (em todos os períodos) do que nas duas escalas temporais. A variação sazonal foi maior que a diária nos meses de outubro e abril. Em janeiro de 2000 a variação diária da Zeu foi maior do que a observada na escala sazonal e em julho de 2000 a variação diária foi a mesma que a variação sazonal (21%).

As maiores profundidades de Zeu, no reservatório de Salto Grande, foram observadas na transecção 1, próximo a barragem, enquanto que as

menores ocorreram geralmente na transecção 5, próximo a entrada do rio Atibaia. Além desse gradiente longitudinal, nos meses de janeiro, abril e julho de 2000, foram observadas menores profundidades de Zeu na estação 4. As estações próximas à margem foram influenciadas pelas menores profundidades.

A menor profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (Zsd), no reservatório de Salto Grande, foi observada nas coletas de janeiro de 2000 (0,3 m) e a maior em julho de 2000 (2 m). Em todos os períodos, a variação foi maior na escala espacial se comparada com a temporal diária. A variação sazonal também foi maior que a variação diária, em todos os períodos. A menor variação espacial da Zsd foi observada em outubro de 1999 (15%) e a maior em janeiro de 2000 (53%).

O coeficiente de atenuação vertical (Kt), determinado a partir dos perfis de radiação incidente, foi maior no período de janeiro de 2000 (13,6), no reservatório de Salto Grande, e o menor foi observado em outubro de 1999 (1,0). A variação espacial foi maior que a temporal diária nos meses de janeiro, abril e julho de 2000, sendo que em outubro de 1999 a variação diária foi maior que a espacial. A variação sazonal foi maior que a diária nos quatro períodos.

Assim como Zeu, Zsd e Kt, também formaram gradiente ao longo do eixo longitudinal, no reservatório de Salto Grande, com menores Zsd e maiores Kt nas estações da transecção 5 e maiores Zsd e menores Kt próximo a barragem (transecção 1).

Os valores médios, máximos e mínimos da profundidade da zona eufótica, profundidade de disco de secchi e coeficiente de atenuação bem como as variações nas escalas espaciais, temporais diárias e sazonais, no reservatório de Salto Grande, podem ser observadas na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 Valores médios, máximos e mínimos da profundidade da zona eufótica (Zeu), profundidade do disco de secchi (Zsd), coeficiente de atenuação (Kt) e coeficiente de variação (%) nas escalas temporais (diária e sazonal) e espacial, no reservatório de Salto Grande.

Reservatório de Salto Grande						
	Média	Mínimo	Máximo	Coeficiente de Variação		
				Espacial	Diário	Sazonal
Zsd						
Outubro	1,0	0,5	1,4	15%	13%	48%
Janeiro	0,7	0,1	1,4	68%	22%	
Abril	0,7	0,3	1,2	42%	14%	
Julho	1,3	0,5	2,0	30%	18%	
Zeus						
Outubro	2,2	0,5	3,3	32%	17%	21%
Janeiro	1,8	0,3	3,5	53%	26%	
Abril	1,9	0,5	2,8	34%	13%	
Julho	2,2	0,5	4,0	46%	21%	
Kt						
Outubro	1,9	1,0	3,1	16%	18%	31%
Janeiro	3,5	1,2	13,6	59%	28%	
Abril	2,5	1,7	4,6	23%	10%	
Julho	1,9	1,2	4,0	27%	19%	

Na Figura 4.3 pode-se observar a variação espacial da profundidade de disco de secchi no reservatório de Salto Grande nos três dias consecutivos nos quatro períodos de amostragem. O padrão de variação espacial foi semelhante ao observado para a profundidade da zona eufótica e coeficiente de atenuação vertical.

No reservatório do Lobo a maior profundidade de Zeus foi observada em abril de 2000 (4,3 m) e a menor em janeiro e abril de 2000 (0,8 m). Considerando a média das 15 estações, outubro de 1999 teve as maiores profundidades de Zeus (2,7 m) e julho de 2000 as menores (2,2 m).

A profundidade de desaparecimento do disco de secchi foi maior em abril e junho de 2000 (2,1 m, média 1,5), e a menor média de Zsd ocorreu em janeiro de 2000 (1,3 m), no reservatório do Lobo.

A menor média dos coeficientes de atenuação vertical, no reservatório do Lobo, ocorreu outubro de 1999 (1,5) e a maior em janeiro e julho de 2000.

A heterogeneidade espacial destes três parâmetros foi maior que a variação temporal (diária e sazonal), no reservatório do Lobo. A variação sazonal foi, na maior parte das vezes, menor ou igual que a diária.

Na Tabela 4.5 podem ser observados os valores médios, máximos e mínimos da profundidade de disco de secchi (Zsd), profundidade da zona eufótica (Zeu) e coeficiente de atenuação (Kt) para os quatro períodos de amostragem, bem como a variação espacial e temporal, no reservatório do Lobo (diária e sazonal).

A distribuição espacial seguiu um gradiente longitudinal, com maiores valores de Zsd e Zeu próximos à barragem e menores na cabeceira do reservatório. O coeficiente de atenuação foi maior na porção superior do reservatório (transecção 5) e menor nas estações próximas a barragem (transecção1). Na Figura 4.4 pode-se observar a variação espacial da profundidade do disco de Secchi no reservatório do Lobo.

Tabela 4.5. Valores médios, máximos e mínimos da profundidade de zona eufótica (Zeu), profundidade de disco de secchi (Zsd), coeficiente de atenuação (Kt) e coeficiente de variação (%) nas escalas temporais (diária e sazonal) e espacial, no reservatório do Lobo.

Reservatório do Lobo						
	Média	Mínimo	Máximo	Coeficiente de Variação		
				Espacial	Diário	Sazonal
Zsd						
Outubro	1,4	0,8	1,8	18%	10%	11%
Janeiro	1,3	0,7	1,7	23%	7%	
Abril	1,5	1,0	2,1	19%	7%	
Julho	1,5	0,7	2,0	22%	13%	
Zeu						
Outubro	2,7	0,5	4,0	38%	9%	11%
Janeiro	2,4	0,8	4,0	40%	14%	
Abril	2,4	0,8	4,3	40%	11%	
Julho	2,2	1,0	4,0	39%	15%	
Kt						
Outubro	1,5	0,7	2,5	19%	21%	11%
Janeiro	1,7	1,1	2,6	20%	12%	
Abril	1,6	1,1	3,6	25%	12%	
Julho	1,7	0,9	3,5	30%	17%

Figura 4.3. Variação espacial da transparência da água (profundidade de disco de Secchi), nos três dias dos quatro períodos de amostragem, no reservatório de Salto Grande.

Figura 4.4. Variação espacial da transparência da água (profundidade de disco de Secchi), nos três dias dos quatro períodos de amostragem, no reservatório do Lobo.

4.4.3 Perfis de temperatura e oxigênio dissolvido

A temperatura da água no reservatório de Salto Grande variou, durante os períodos amostrados, de 27 °C observados nas camadas superiores da coluna de água no mês de janeiro de 2000 a 19 °C nas regiões mais profundas em julho de 2000.

As concentrações de oxigênio dissolvido, no reservatório de Salto Grande, variaram de cerca de 8 mg.L⁻¹, na superfície durante as amostragens de outubro de 1999 a 0 mg.L⁻¹ nas camadas mais profundas em janeiro de 2000.

Os perfis de temperatura observados no reservatório de Salto Grandes seguiram o padrão polimítico. No primeiro dia do primeiro período de amostragem (05 outubro de 1999) só foi observada estratificação térmica no reservatório na transecção 1. Em 06/10/99 foi observado perfil homogêneo na maior parte do reservatório, somente na transecção 5 observou-se aumento da temperatura causada pela entrada do rio Atibaia. A água do rio Atibaia estava cerca de 1°C mais quente que a temperatura média do reservatório.

As concentrações de oxigênio dissolvido, no reservatório de Salto Grande, foram influenciadas por esta dinâmica dos perfis de temperatura, pois a anoxia nas regiões mais profundas do reservatório aumentaram com a intensidade da estratificação térmica. Esta anoxia pode ter sido influenciada pela entrada de água proveniente do rio Atibaia com baixa concentração de oxigênio dissolvido (2,5 a 1,0 mg.L⁻¹).

Em janeiro de 2000, no reservatório de Salto Grande, a estratificação térmica foi persistente durante os três dias de amostragem, principalmente nas estações mais próximas da barragem. Neste período, a água do rio Atibaia entrou no reservatório com temperaturas mais baixas que a média das outras transecções (rio Atibaia 24 °C, média do reservatório 25,2 °C). Esta entrada de água mais fria pode ter contribuído para a mistura observada na transecção 4 que começou em 05/01/2000 e se completou a partir de 06/01.

Neste período as concentrações de oxigênio dissolvido chegaram a 0 mg.L⁻¹ (anaerobiose) nas regiões mais profundas do reservatório de Salto Grande. No dia 04/01/2000 foi observada anoxia (0 mg.L⁻¹) a partir de 6 metros nas transecções 1, 2 e 4. Se considerarmos a concentração de 5 mg.L⁻¹ (limite biológico de anoxia) (NÜRNBERG, 1995), a maior parte do reservatório ficou

anóxica durante o período de amostragem. Com a mistura que começou a ocorrer a partir do segundo dia de coleta na transecção 4, as concentrações de oxigênio neste ponto aumentaram.

Em abril de 2000, o reservatório de Salto Grande voltou a ficar mais homogêneo. Nos dois primeiros dias de amostragem (04 e 05 de abril de 2000) foram observadas pequenas estratificações somente na transecção 1, próxima a barragem. Esta estratificação ocorreu em outros pontos somente a partir do dia 06/04. Contribuiu para isto a diminuição do vento (Figura 3.4) e o aumento do tempo de retenção da água no reservatório.

As estações próximas à cabeceira do reservatório de Salto Grande apesar de não apresentarem estratificações térmicas nos primeiros dias de amostragem de abril, tiveram sempre estratificações químicas, que foram influenciadas pelo aumento da estabilidade da coluna de água no reservatório.

Todo o reservatório de Salto Grande estava homogêneo no primeiro dia de amostragem em julho de 2000. A partir do segundo dia (05/07) começou a aparecer pequena estratificação na superfície que se intensificou no último dia de amostragem. Apesar da não ocorrência de estratificações térmicas pronunciadas a estratificação química no reservatório foi mais persistente com baixas concentrações de oxigênio dissolvido nas regiões mais profundas do reservatório durante o período de amostragem de julho de 2000.

Os perfis de temperatura e oxigênio dissolvido nas estações centrais de cada transecção nos três dias de amostragem dos quatro períodos no reservatório de Salto Grande, podem ser observados nas Figuras 4.5 e 4.6 respectivamente.

Figura 4.5. Perfis térmicos nas estações localizadas no centro de cada uma das transecções (T1 a T5), nos três dias das quatro épocas de amostragem, no reservatório de Salto Grande.

Figura 4.6. Perfis de oxigênio dissolvido das estações localizadas no centro de cada uma das transecções (T1 a T5), nos três dias das quatro épocas de amostragem no reservatório de Salto Grande.

Segundo CHALAR & TUNDISI (1999), o reservatório do Lobo é um ecossistema raso e afetado pelo vento, fazendo com que estratificações raramente aconteçam e persistam. Porém, nesta pesquisa, foram observadas estratificações térmicas e químicas no reservatório em todos os períodos de amostragem.

Nas coletas em outubro de 1999, no reservatório do Lobo, período caracterizado pelas maiores intensidades de vento, foram observadas estratificações na superfície da água, em estações próximas a barragem, das transecções de 1 a 3. No *último* dia de amostragem (22/10) estas estratificações se mantiveram em T1 e T2, ocorrendo mistura e homogeneidade da coluna de água de T3 a T5. Os perfis de oxigênio apresentaram-se mais heterogêneos ocorrendo estratificações na região mais próxima a entrada dos rios (transecções 4 e 5). Mesmo com a maior homogeneização ocorrida no *último* dia de amostragem em outubro, os perfis de oxigênio dissolvido se mantiveram estratificados em todos os pontos.

A estratificação térmica no reservatório do Lobo aumentou em janeiro de 2000, quando todos os pontos permaneceram estratificados durante todo o período de amostragem. Aparentemente, as massas de água mais quentes de superfície formam-se nas regiões mais rasas da cabeceira do reservatório

Os perfis de oxigênio dissolvido, em janeiro de 2000, no reservatório do Lobo, nos três dias de amostragem, estiveram estratificados, com diferenças de até 6 mg.L^{-1} , entre a superfície e o fundo do reservatório. Porém, mesmo com esta estratificação, não foi observada anoxia no fundo do reservatório, neste período. A menor concentração de oxigênio dissolvido observada foi $2,3 \text{ mg.L}^{-1}$ no fundo da transecção 3 no *último* dia de amostragem.

Em abril de 2000, o reservatório do Lobo também esteve termicamente e quimicamente estratificado em todas as estações. Neste período foram observadas as menores concentrações de oxigênio dissolvido próximo ao sedimento, na transecção 3 ($0,2 \text{ mg.L}^{-1}$).

Em todo o reservatório do Lobo foram identificadas três camadas de água com temperaturas distintas: de 1 a 2 metros a temperatura esteve entre 25 e 26 °C; a camada intermediária (entre 2 a 5 metros) apresentou temperaturas entre 24 e 25°C; e a partir de 5 metros até o fundo a temperatura diminuiu até próximo a 23 °C.

No período de amostragem de junho de 2000, no reservatório do Lobo, o sistema se caracterizou por maior mistura da coluna de água. Estratificações nas transecções de 1 a 3 foram substituídas por completa homogeneização de todo o reservatório no terceiro dia. Esta mistura possivelmente foi completa, pois a distribuição do oxigênio em toda a reservatório também foi praticamente homogênea variando entre 6 e 8 mg.L^{-1} .

Os perfis de temperatura e oxigênio dissolvido da seção transversal do reservatório do Lobo (perfis do centro de cada transecções), podem ser observados nas Figuras 4.7 e 4.8 respectivamente.

Figura 4.7. Perfis térmicos nas estações localizadas no centro de cada uma das transecções, nos três dias das quatro épocas de amostragem, no reservatório do Lobo.

Figura 4.8. Perfis de oxigênio dissolvido nas estações localizadas no centro de cada uma das transecções, nos três dias das quatro épocas de amostragem, no reservatório do Lobo.

4.4.4 Freqüência de Brunt-Väisälä

A freqüência de Brunt-Väisälä também chamada de freqüência de flutuação (*Buoyancy*) é uma medida do grau de estabilidade do sistema. Ela é

calculada através dos dados de densidade média para cada profundidade e o gradiente de densidade (GARGETT, 1984).

No reservatório de Salto Grande a frequência de Brunt-Väisälä variou de $46,6 \times 10^{-4} \text{ s}^{-2}$ (T4 em 07 de outubro de 1999) a zero (em vários pontos nos quatro períodos). A maior média foi observada em outubro de 1999, com $15,8 \times 10^{-4} \text{ s}^{-2}$ (Tabela 4.6). O coeficiente de variação nas três escalas (espacial, temporais: diária e sazonal), foi significativo, ficando em todos os períodos acima de 50%, em outubro de 1999, A variação espacial foi maior que a observada nas escalas temporais (diária e sazonal), menos em outubro de 1999, quando a variação diária foi maior que a espacial e a sazonal (Tabela 4.7).

Tabela 4.6. Frequência de Brunt-Väisälä para o ponto central de cada transecção (T1 a T5) nos três dias de amostragem, nos quatro períodos, no reservatório de Salto Grande.

Frequência de Brunt-Väisälä ($\times 10^{-4} \cdot \text{s}^{-2}$)				
Salto Grande				
Outubro	5-out	6-out	7-out	Média
T1	8,4	6,2	16,7	10,4
T2	6,2	6,2	27,6	13,3
T3	10,4	8,2	19,0	12,5
T4	10,3	20,7	42,6	24,5
T5	2,1	26,1	26,1	18,1
Média	7,5	13,5	26,4	15,8
Janeiro	4-jan	5-jan	6-jan	Média
T1	42,0	28,9	21,0	30,7
T2	21,4	10,7	10,5	14,2
T3	0,0	0,0	2,6	0,9
T4	15,6	12,8	22,8	17,1
T5	0,0	0,0	0,0	0,0
Média	15,8	10,5	11,4	12,6
Abril	4-abr	5-abr	6-abr	Média
T1	7,8	7,7	20,7	12,1
T2	5,1	0,0	20,7	8,6
T3	5,1	7,6	15,5	9,4
T4	17,6	25,3	27,7	23,5
T5	2,5	7,4	10,2	6,7
Média	7,6	9,6	19,0	12,1
Julho	4-jul	5-jul	6-jul	Média
T1	0,0	18,1	35,2	17,8
T2	0,0	7,9	24,3	10,8
T3	0,0	14,0	13,9	9,3
T4	1,9	7,8	3,9	4,6
T5	0,0	0,0	0,0	0,0
Média	0,4	9,6	15,5	8,5

Tabela 4.7. Coeficiente de variação das frequências de Brunt-Väisälä para as escalas: espacial e temporais (diária e sazonal), nos períodos de estudo, nos reservatórios de Salto Grande e Lobo.

Coeficiente de variação			
	Espacial	Diário	Sazonal
Salto Grande			
Outubro	51%	67%	
Janeiro	105%	70%	
Abril	70%	67%	
Julho	130%	92%	
Média	89%	74%	65%
Lobo			
Outubro	44%	40%	
Janeiro	26%	27%	
Abril	28%	27%	
Junho	59%	111%	
Média	39%	51%	83%

No reservatório do Lobo, a escala de variação sazonal foi maior se comparada com o coeficiente de variação espacial e temporal em outubro de 1999, janeiro e abril de 2000. Em junho de 2000, a variação diária foi maior que as outras escalas (Tabela 4.7).

A frequência de Brunt-Väisälä no reservatório do Lobo variou de $106,2 \times 10^{-4} \text{ s}^{-2}$ (T5 em 11 de janeiro de 2000) a $0,0$ (T5 em 29 de julho e T5, T4 e T2 e T1 em 30 de julho de 2000). A maior média foi observada em janeiro de 2000 ($68,7 \times 10^{-4} \text{ s}^{-2}$) e a menor em julho de 2000 ($3,6 \times 10^{-4} \text{ s}^{-2}$) (Tabela 4.8).

Tabela 4.8. Frequência de Brunt-Väisälä para o ponto central de cada transecção (T1 a T5), nos três dias de amostragem, dos quatro períodos, no reservatório do Lobo.

Frequência de Brunt-Väisälä ($\times 10^{-4} \cdot s^{-2}$)				
Lobo				
Outubro	20-out	21-out	22-out	Média
T1	18,6	39,7	23,0	27,1
T2	25,4	30,5	27,5	27,8
T3	32,2	25,4	9,1	22,2
T4	13,6	20,4	16,2	16,7
T5	6,7	22,3	6,7	11,9
Média	19,3	27,6	16,5	21,1
Janeiro	10-jan	11-jan	12-jan	Média
T1	32,9	54,2	56,9	48,0
T2	43,5	71,0	73,9	62,8
T3	60,0	74,2	79,9	71,3
T4	69,2	95,6	104,0	89,6
T5	45,0	106,9	63,2	71,7
Média	50,1	80,4	75,6	68,7
Abril	10-abr	11-abr	12-abr	Média
T1	56,1	42,8	34,8	44,6
T2	47,4	55,8	50,5	51,2
T3	47,9	60,9	59,1	56,0
T4	13,0	66,4	51,3	43,5
T5	30,5	38,1	53,7	40,8
Média	39,0	52,8	49,9	47,2
Julho	28-jun	29-jun	30-jun	Média
T1	14,9	9,2	0,0	8,1
T2	11,1	3,7	-1,8	4,3
T3	5,5	3,7	1,8	3,7
T4	1,8	1,8	0,0	1,2
T5	1,8	0,0	0,0	0,6
Média	7,0	3,7	0,0	3,6

4.4.5 pH

Os valores de pH no reservatório de Salto Grande variaram de 6,0 (na margem direita da transecção 1, em janeiro) até 8,3 (na margem esquerda da transecção 4, em outubro) (Figura 4.9). O período no qual foram observados os maiores valores médios de pH foi outubro de 1999 (7,1) e os meses de janeiro e abril tiveram a menor (6,6).

A variação dos valores de pH no reservatório de Salto Grande foi pequena, tanto nas escalas temporais (diária e sazonal) como na espacial (Tabela 4.9).

No reservatório do Lobo, o maior valor de pH foi observado em outubro de 1999 (7,2) e o menor em junho de 2000 (4,9). A maior média de pH, em todos os pontos, nos três dias de amostragem, foi observada também em outubro de 1999 (6,5) e a menor em junho de 2000 (5,4) (Figura 4.10).

Os coeficientes de variação dos valores de pH no reservatório do Lobo, também traduziram uma pequena variação tanto espacial, quanto diária. A variação sazonal é maior, comparativamente (Tabela 4.9).

Tabela 4.9. Coeficiente de variação dos valores de pH da água nas escalas espacial e temporais (diária e sazonal), nos dias de amostragem em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000, no reservatório de Salto Grande e nos meses de outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000 no reservatório do Lobo.

	Espacial	Diária	Sazonal
Salto Grande			
Outubro	5%	3%	4%
Janeiro	3%	2%	
Abril	1%	2%	
Julho	3%	3%	
Lobo			
Outubro	3%	3%	8%
Janeiro	5%	4%	
Abril	3%	2%	
Junho	6%	6%

Figura 4.9. Valores de pH na superfície, nas margens: direita (D), esquerda (E) e no centro (C) de cada uma das 5 transecções (T1 a T5) em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000 no reservatório de Salto Grande.

Figura 4.10. Valores de pH na superfície, nas margens: direita (D), esquerda (E) e no centro (C) de cada uma das 5 transecções (T1 a T5) em outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000 no reservatório do Lobo.

4.4.6 Condutividade

Os valores de condutividade da água do reservatório de Salto Grande variaram de $561 \mu\text{S.cm}^{-1}$, observado na entrada do rio Atibaia em julho de 2000, até $90 \mu\text{S.cm}^{-1}$, também na transecção 5, em janeiro de 2000. Considerando a média de todas as estações, nos três dias de amostragem, em cada período, a condutividade foi maior em julho de 2000 ($393 \mu\text{S.cm}^{-2}$) e menor em abril ($186 \mu\text{S.cm}^{-2}$) (Figura 4.11).

A variabilidade da condutividade no reservatório de Salto Grande, medida pelo coeficiente de variação, foi maior na escala sazonal. Além da variação sazonal, a variação espacial também pode ser considerada significativa chegando a 23% no mês de janeiro de 2000 (Tabela 4.10).

Nos meses de outubro de 1999, abril e julho de 2000, a entrada de água pelo rio Atibaia teve maiores valores de condutividade, formando gradiente em direção à barragem. A redução da condutividade, no sentido longitudinal em direção a barragem, chegou a 16%, 27% e 36% em julho de 2000, outubro de 1999 e abril de 2000 respectivamente. Em janeiro de 2000 o gradiente inverteu-se com a entrada do rio Atibaia apresentando os menores valores em relação ao corpo do reservatório. A diferença da condutividade do rio Atibaia em direção a barragem foi de 122 %.

No reservatório do Lobo, os valores de condutividade variaram entre $6 \mu\text{S.cm}^{-1}$, observado na entrada do Ribeirão do Lobo (margem esquerda da transecção 5) em outubro de 1999, e $10 \mu\text{S.cm}^{-1}$, na entrada do rio Itaqueri (margem direita da transecção 5), também em outubro de 1999 (Figura 4.12)

Na maior parte do reservatório foi observada pouca variação nos valores de condutividade. Os únicos pontos onde os valores de condutividade se alteraram foram na entrada dos rios Itaqueri e Lobo.

Tabela 4.10. Coeficiente de variação dos valores de condutividade nas escalas espacial e temporais (diária e sazonal), nos dias de amostragem em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000 no reservatório de Salto Grande e nos meses de outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000 no Lobo.

	Espacial	Diária	Sazonal
Salto Grande			
Outubro	13%	2%	35%
Janeiro	23%	7%	
Abril	10%	4%	
Julho	15%	2%	
Lobo			
Outubro	6%	7%	8%
Janeiro	3%	0%	
Abril	2%	0%	
Junho	5%	1%

Figura 4.11 Valores de condutividade na superfície, nas margens: direita (D), esquerda (E) e no centro (C) de cada uma das 5 transecções (T1 a T5) em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000 no reservatório de Salto Grande.

Figura 4.12. Valores de condutividade na superfície, nas margens: direita (D), esquerda (E) e no centro (C) de cada uma das 5 transecções (T1 a T5) em outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000 no reservatório de Lobo.

4.4.7 Nutrientes Totais e Dissolvidos

O reservatório de Salto Grande é um sistema hipereutrófico em função das grandes entradas de nutrientes provenientes do rio Atibaia. Esta hipereutrofia pode ser observada a partir das grandes e persistentes florações de cianofíceas observadas no sistema (SOUZA, 2000).

Nesse reservatório, o fósforo total, durante o período de estudo, variou de $46,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ próximo à barragem até $708,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ na entrada do rio Atibaia, ambos em julho de 2000. Em média, o período em que o reservatório apresentou maior concentração de fósforo total foi janeiro de 2000 ($181 \mu\text{g.L}^{-1}$) e a menor em abril de 2000 ($122 \mu\text{g.L}^{-1}$). Nos quatro períodos pôde-se observar gradiente de altas concentrações nas entradas dos rios (transecção 5) para menores concentrações próximas à barragem. Em 4 de julho de 2000 a entrada de fósforo total (transecção 5) foi 10 vezes maior do que a encontrada na transecção 1. Esta grande concentração de fósforo observada junto à entrada dos rios, somente 25% chega na transecção 4 (04/07/00) (Figura 4.13).

O fosfato total dissolvido, no reservatório de Salto Grande, (média das estações por período) foi maior em janeiro de 2000 e menor em outubro de 1999. Nos três dias de amostragem, em outubro de 1999 e julho de 2000, ficou evidente a influência do rio para o reservatório, com altas cargas de fosfato total dissolvido. Essa influência ficou restrita à entrada do rio no reservatório. Nos meses de janeiro e abril de 2000, as concentrações de fosfato total dissolvido se distribuíram de forma mais homogênea em todo o reservatório (Figura 4.14).

As concentrações de fosfato inorgânico foram, em média, maiores em outubro de 1999 e menores em abril de 2000. Em julho de 2000, as entradas pelo rio Atibaia foram aproximadamente 5 vezes maiores que as concentrações encontradas próximas à barragem (Figura 4.15). A distribuição do fosfato inorgânico foi muito semelhante ao do fosfato total dissolvido.

As maiores concentrações médias de nitrogênio orgânico foram observadas nos meses de janeiro e abril de 2000 e as menores em outubro de 1999 (Tabela 4.8). A distribuição espacial das concentrações de nitrogênio orgânico total (Figura 4.16) foi semelhante à dos fosfatos, com um gradiente, em outubro de 1999, e com concentrações mais homogêneas em todo o reservatório nos outros períodos. O nitrogênio orgânico total é composto pelas substâncias

nitrogenadas orgânicas dissolvidas (proteínas e aminoácidos) e material particulado (como por exemplo organismos vivos). Esses dois elementos (substâncias orgânicas e organismos) podem ser influenciados pela concentração de fosfato.

As concentrações de nitrito no reservatório de Salto Grande foram maiores em julho de 2000 e menores em outubro de 1999 (Tabela 4.11). Apesar de, em outubro, as entradas pelo rio Atibaia terem sido como em julho de 2000, neste segundo período a distribuição do nitrito foi maior em todo o reservatório, enquanto que em outubro as altas concentrações ficaram restritas à transecção 5. A distribuição espacial do nitrito (Figura 4.17) apresentou diferenças significativas se comparada aos fosfatos. Em abril de 2000, as entradas de nitrito pelo rio Atibaia foram maiores que as concentrações no restante do reservatório. Em janeiro, a maior vazão do rio foi responsável por uma maior distribuição do nitrito em todo o ambiente.

As concentrações médias de nitrato foram menores em janeiro de 2000 e maiores em julho de 2000 (Tabela 4.8). A distribuição espacial do nitrato (Figura 4.18) parece ter sido menos influenciada pelo rio Atibaia, sendo que as concentrações foram mais homogêneas em todo o reservatório de Salto Grande.

Em julho de 2000 também foram observadas as maiores concentrações de íon amônio no reservatório. A distribuição desse elemento foi semelhante à distribuição de outros nutrientes dissolvidos com a formação de gradiente a partir do rio Atibaia em outubro/99, abril/00 e julho/00, e distribuição mais homogênea em janeiro de 2000 (Figura 4.19).

As entradas de silicato reativo que vem pelo rio Atibaia foram maiores em julho de 2000, quando o silicato reativo manteve-se com altas concentrações no reservatório. Nos outros três períodos, a entrada pelo rio foi menor que a concentração existente nas estações próximas à barragem (Figura 4.20).

No reservatório do Lobo, os dois principais rios formadores, o Itaqueri e o Lobo, não têm funcionado como fontes significativas de nutrientes para o sistema, seja em função das suas baixas vazões ou dos seus graus de trofia.

Nesse reservatório, o fósforo total teve distribuição muito semelhante nos quatro períodos de amostragem com gradiente em direção à barragem. Em outubro de 1999, a distribuição do fósforo total no reservatório do Lobo foi mais homogênea. Nesse período foi observada a maior concentração média, $46,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 4.21).

As concentrações de fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido foram homogêneas em todo o reservatório. Nas Figuras 4.22 e 4.23 encontram-se as distribuições espaciais do fosfato total dissolvido e do fosfato inorgânico, respectivamente.

As concentrações médias de nitrogênio orgânico total, no reservatório do Lobo, foram maiores no inverno ($3,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e menores em outubro de 1999 ($0,36 \text{ mg.L}^{-1}$). Aparentemente não houve a formação de gradiente longitudinal. (Figura 4.24)

No reservatório do Lobo o gradiente da cabeceira do reservatório para a barragem foi visível na distribuição do nitrato (Figura 4.25) e nitrito (Figura 4.26), nos meses de outubro de 1999, abril de 2000 e junho de 2000. Em julho de 2000 foi observada a maior média das concentrações para os dois compostos, $64,9$ e $2,5 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente (Tabela 4.11). No mês de janeiro de 2000, o gradiente, do nitrato, se inverteu, com as menores concentrações observadas próximas às saídas dos rios do Lobo e Itaqueri e maiores concentrações próximas à barragem.

Apesar das maiores concentrações também terem sido observadas em junho de 2000 ($39,4 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ na transecção 1 próxima a barragem), o íon amônio parece não ter apresentado nenhum padrão ou gradiente no reservatório do Lobo. A distribuição desse composto não foi homogênea, mas as regiões onde ele foi mais abundante variaram muito, desde o corpo central do reservatório até próximo à barragem (Figura 4.27).

As concentrações de silicato reativo (Figura 4.28), no reservatório do Lobo, foram muito semelhantes durante todos os períodos amostrados. Pequeno aumento foi registrado no mês de outubro de 1999, época de fortes ventos. A influência da entrada dos rios parece ter sido baixa, pois não foi verificada a formação de gradiente em janeiro de 2000, período de maior vazão (capítulo 3).

Na Tabela 4.12 estão descritos os coeficientes de variação de todos os nutrientes para o reservatório de Salto Grande. Apesar das diferenças entre as concentrações, a escala espacial foi a que apresentou maior variabilidade se comparada às escalas diárias e sazonais.

A maior variação na escala espacial foi observada em outubro de 1999, e na escala diária no mês de julho de 2000.

A relação variância/média das concentrações de nutrientes (Tabela 4.11) mostra que no reservatório de Salto Grande há grande agregação das

concentrações. A entrada de nutrientes pelo rio Atibaia, foi o principal causador desta agregação. O único composto que não seguiu este padrão foi o da distribuição do nitrogênio orgânico total, que possuiu distribuição mais uniforme no reservatório, possivelmente em função desse composto não ser somente de origem alóctone, sendo também produto final do crescimento da comunidade (autóctone).

No reservatório do Lobo, a variabilidade sazonal das concentrações de nutrientes foi maior que nas escalas diárias e espaciais (Tabela 4.12). Houve poucas diferenças nas escalas diárias e espaciais, em todos os períodos. Para estas duas escalas, o coeficiente de variação ficou em torno de 30%. Na escala sazonal, a variabilidade foi maior, com coeficiente de 52%.

Diferente do reservatório de Salto Grande, no reservatório do Lobo a distribuição das concentrações de nutrientes foi menos agregada e mais uniforme (Tabela 4.15). No reservatório do Lobo, as entradas através do ribeirão do Lobo e do rio Itaqueri, tiveram menor influência na distribuição de nutrientes no reservatório. O fósforo total e o nitrato, tiveram maior concentração junto à entrada do rio Itaqueri, o que pode representar este ponto como possível contribuinte de nutrientes para o reservatório.

Tabela 4.11. Valores médios das concentrações de nutrientes totais e dissolvidos, no reservatório de Salto Grande e no do Lobo.

	out/99	jan/00	abr/00	jun/00 (Lobo) jul/00 (S. Gde)
Salto Grande				
Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	125,2	181,8	122,3	133,7
Fosfato inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	66,8	43,2	32,0	49,5
Fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	42,7	72,6	49,4	61,2
Nitrogênio orgânico Total (mg.L^{-1})	3,7	6,9	6,3	5,1
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1.030,8	758,6	926,0	1.133,6
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	76,7	98,5	89,4	132,9
Ion amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	52,3	60,4	255,3	504,7
Silicato reativo (mg.L^{-1})	1,6	5,4	5,5	24,1
Lobo				
Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	46,2	43,5	36,9	40,2
Fosfato inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4,1	2,8	2,7	3,6
Fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	6,2	5,8	9,6	8,0
Nitrogênio orgânico Total (mg.L^{-1})	0,4	0,7	1,0	3,2
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	11,8	18,7	7,3	64,9
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1,8	1,9	1,8	2,5
Ion amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1,9	1,2	7,5	16,0
Silicato reativo (mg.L^{-1})	0,69	0,60	0,63	0,61

Figura 4.13. Distribuição espacial das concentrações de fósforo total no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.

Figura 4.14. Distribuição espacial das concentrações de fosfato total dissolvido no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.

Figura 4.15. Distribuição espacial das concentrações de fosfato inorgânico no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.

Figura 4.16. Distribuição espacial das concentrações de nitrogênio orgânico total no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.

Figura 4.17 Distribuição espacial das concentrações de nitrito no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.

Figura 4.18 Distribuição espacial das concentrações de nitrato no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.

Figura 4.19. Distribuição espacial das concentrações de íon amônio no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.

Figura 4.20. Distribuição espacial das concentrações de silicato reativo no reservatório de Salto Grande, nos períodos de amostragem.

Figura 4.21. Distribuição espacial das concentrações de fósforo total no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem

Figura 4.22. Distribuição espacial das concentrações de fosfato total dissolvido no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem

Figura 4.23. Distribuição espacial das concentrações de fosfato inorgânico no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.

Figura 4.24 Distribuição espacial das concentrações de nitrogênio orgânico total no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.

Figura 4.25. Distribuição espacial das concentrações de nitrato no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.

Figura 4.26. Distribuição espacial das concentrações de nitrito no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.

Figura 4.27. Distribuição espacial das concentrações de íon amônio no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.

Figura 4.28. Distribuição espacial das concentrações de silicato reativo no reservatório do Lobo, nos períodos de amostragem.

Tabela 4.12. Coeficiente de variação (%) nas três escalas estudadas, no reservatório de Salto Grande (Americana).

	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	NOT	PT	PO_4^{--} inorg	PO_4^{--} Total	SiO_2^-
Temporal – diário								
Outubro	7,5	21,26	15,64	24,25	13,16	22,28	26,02	33,76
Janeiro	14,6	8,82	18,88	26,87	8,23	11,50	15,83	35,46
Abril	7,2	28,58	83,17	16,56	13,92	8,79	12,35	14,38
Julho	6,1	18,28	43,98	28,99	14,33	23,23	60,53	75,50
Média	8,8	19,24	40,42	24,17	12,41	16,45	28,68	39,77
Temporal – sazonal								
	20,97	43,06	80,90	21,46	25,56	50,21	44,87	88,83
Espacial								
Outubro	11,40	154,55	90,70	84,22	67,47	165,75	80,83	129,39
Janeiro	8,30	11,15	25,24	23,68	61,93	37,60	34,54	17,86
Abril	11,38	62,54	67,14	21,41	32,77	54,70	65,52	14,69
Julho	7,63	79,34	130,99	39,81	102,38	187,23	192,18	39,20
Médio	9,68	76,90	78,52	42,28	66,14	111,32	93,27	50,29

Tabela 4.13. Relação variância/média para as concentrações de nutrientes, no reservatório de Salto Grande (Americana).

	Outubro	Janeiro	Abril	Julho	Média
Nitrato	12,1	1,3	8,3	3,7	6,3
Nitrato	159,6	0,7	27,6	72,9	65,2
Ion Amônio	38,1	3,1	123,4	791,8	239,1
Nitrogênio Orgânico	2,2	0,1	0,1	0,5	0,7
Fósforo total	50,2	65,7	11,7	131,1	64,7
Fosfato total dissol.	102,2	9,2	13,8	157,5	70,7
Fosfato inorg.	35,9	4,5	12,6	121,4	43,6
Silicato	1,8	0,1	0,1	3,2	1,3

Tabela 4.14. Coeficientes de variação (%) nas três escalas estudadas no reservatório do Lobo

	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	NOT	PT	PO_4^- inorg	PO_4^- Total	SiO_2^-
Temporal - diário								
Outubro	45,5	22,9	55,6	26,9	20,3	31,3	50,2	22,2
Janeiro	24,5	12,9	51,5	29,6	14,6	39,9	17,4	19,1
Abril	32,9	13,7	73,1	54,9	14,5	34,7	27,4	61,9
Junho	9,9	20,6	43,9	29,6	15,5	35,2	59,2	49,9
Média	28,2	17,5	56,1	35,3	16,2	35,3	38,5	38,3
Temporal - sazonal								
	104,6	21,3	104,0	102,7	14,3	26,4	31,6	14,4
Espacial								
Outubro	31,2	22,3	33,4	28,3	18,3	21,3	27,8	21,9
Janeiro	46,3	14,6	86,8	30,4	22,1	32,5	22,7	22,5
Abril	28,7	17,3	51,4	60,9	26,4	37,9	15,5	25,1
Junho	24,5	34,2	48,7	21,9	23,0	29,8	27,1	33,6
Média	32,7	22,1	55,1	35,4	22,4	30,4	23,3	25,8

Tabela 4.15. Relação variância/média para as concentrações de nutrientes no reservatório do Lobo

	Outubro	Janeiro	Abril	Julho	Média
Nitrato	2,3	3,3	0,2	3,2	2,3
Nitrato	0,2	0,0	0,0	0,6	0,1
Ion Amônio	0,1	0,3	0,6	1,6	0,7
Nitrogênio Orgânico	0,0	0,0	0,4	0,1	0,1
Fósforo	1,0	1,3	1,6	1,6	1,4
Fosfato total	2,4	0,2	0,1	0,4	0,8
Fosfato inorg	0,3	0,1	0,1	0,1	0,2
Silicato	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0

4.4.8 Alcalinidade e Formas de Carbono

A alcalinidade no reservatório de Salto Grande variou entre 0 e 0,24 meq.L⁻¹ observados próximo a barragem e na entrada do rio Atibaia, respectivamente, ambos em julho de 2000. A maior alcalinidade média foi observada em julho de 2000 (0,084 meq.L⁻¹) e a menor em abril de 2000 (0,064 meq.L⁻¹). A variação espacial dos valores de alcalinidade foi maior que a variação nas duas escalas temporais (diária e sazonal). Em julho de 2000 foi observada a maior variação espacial (62%).

A maior concentração de Carbono inorgânico no reservatório de Salto Grande também foi observada junto à entrada do rio Atibaia em julho de 2000 (5,5 mg.L⁻¹) e a menor (0,8 mg.L⁻¹) foi observada em janeiro de 2000, também próximo à entrada do reservatório. A variação espacial do carbono inorgânico também foi maior que a variação temporal diária, porém para este elemento a variação sazonal foi maior que a espacial.

Em julho de 2000 também foram observadas as maiores concentrações de CO₂ Total (20,2 mg.L⁻¹), CO₂ Livre (9,6 mg.L⁻¹) e HCO₃ (14,7 mg.L⁻¹) na entrada do rio Atibaia, no reservatório de Salto Grande (estação 20). As menores concentrações destes dessas três formas de carbono inorgânico foram observadas em janeiro de 2000 (2,8; 0,7 e 2,6 mg.L⁻¹ respectivamente). Para estas formas de carbono inorgânico a variação sazonal foi maior que nas escalas diária e espacial.

No reservatório de Salto Grande a maior contribuição ao carbono inorgânico foi na forma de HCO₃, em outubro (83%), janeiro (77%) e julho (65%) de 2000. Em abril de 2000, HCO₃ e CO₂ Livre contribuíram, respectivamente, com 49% e 51% para a concentração de carbono inorgânico.

As concentrações de carbono inorgânico, no reservatório de Salto Grande, o CO₂ Total e HCO₃ formaram gradiente longitudinal, aumentando, da entrada do rio Atibaia até o meio do reservatório (transecção 3) e depois se mantiveram constantes até à barragem em janeiro de 2000. Nos outros períodos a distribuição das concentrações das formas de carbono foi mais homogênea e não ocorreu o aparecimento de gradiente bem definido.

As médias das amostragens diárias nos 20 pontos, da alcalinidade e concentrações das formas de carbono no reservatório de Salto Grande, podem ser observadas na Tabela 4.16. O coeficiente de variação, calculado das duas

escalas temporais (diária e sazonal), e espacial, pode ser encontrado na Tabela 4.17.

Tabela 4.16. Alcalinidade e concentrações médias das formas de carbono, nos três dias de amostragem dos quatro períodos de coleta, no reservatório de Salto Grande.

Salto Grande		Alcalinidade	C inorg	total CO₂	CO₂ livre	HCO₃⁻	CO₃⁻
		meq.L⁻¹	mg.L⁻¹	mg.L⁻¹	mg.L⁻¹	mg.L⁻¹	mg.L⁻¹
		x10⁻³					x10⁻⁵
Outubro							
	5	81,8	1,3	4,9	1,4	5,0	157,6
	6	83,6	1,3	4,8	1,1	5,1	221,9
	7	85,1	1,3	4,6	0,8	5,2	310,2
Janeiro							
	4	81,8	1,3	4,6	1,4	4,4	143,6
	5	83,6	1,2	4,5	1,3	4,5	172,9
	6	85,1	1,2	4,6	1,4	4,4	148,0
Abril							
	4	67,5	1,8	6,6	3,6	4,1	39,5
	5	62,1	2,0	7,4	4,7	3,8	25,8
	6	62,9	1,9	7,0	4,2	3,8	29,7
Julho							
	4	110,7	2,2	8,2	3,4	6,7	111,5
	5	31,7	2,3	8,5	3,9	6,4	263,8
	6	110,4	2,4	8,8	4,0	6,7	450,9

Tabela 4.17. Coeficientes de variação nas escalas espacial, diária e sazonal, dos valores de alcalinidade e concentração de formas de carbono e correlação de Pearson com a localização dos pontos de amostragem, no reservatório de Salto Grande.

	Coeficiente de variação			Correlação Pearson P=0,05
	Espacial	Diário	Sazonal	
Alcalinidade				
Outubro	9%	2%	17%	0,67
Janeiro	11%	4%		-0,78
Abril	10%	5%		0,13
Julho	63%	61%		0,52
Carbono inorgânico				
Outubro	11%	5%	30%	0,30
Janeiro	15%	9%		-0,75
Abril	12%	8%		0,42
Julho	26%	13%		0,39
CO₂ Total				
Outubro	13%	8%	30%	0,46
Janeiro	16%	13%		-0,72
Abril	11%	9%		0,48
Julho	26%	13%		0,39
CO₂ Livre				
Outubro	36%	36%	63%	0,13
Janeiro	46%	46%		-0,25
Abril	15%	16%		0,62
Julho	33%	29%		0,12
HCO₃				
Outubro	9%	2%	24%	0,67
Janeiro	11%	4%		-0,79
Abril	10%	5%		0,13
Julho	23%	6%		0,60
CO₃				
Outubro	36%	40%	75%	0,10
Janeiro	54%	51%		-0,24
Abril	17%	24%		-0,34
Julho	186%	31%		0,14

No reservatório do Lobo, a alcalinidade variou de 0 a 0,05 meq.L⁻¹. As menores concentrações foram observadas em janeiro de 2000 e as maiores em julho de 2000. A variabilidade sazonal foi maior que a espacial e a diária.

As concentrações de carbono inorgânico (4,2 mg.L⁻¹), CO₂ Total (15,4 mg.L⁻¹), CO₂ Livre (13,2 mg.L⁻¹) e HCO₃ (3,4 mg.L⁻¹), foram maiores no mês de

julho de 2000 e menores no mês de janeiro de 2000 (0,1; 0,4; 0,1 e 0,1 mg.L⁻¹ respectivamente).

Para todas as formas de carbono, com exceção de CO₃, a variação sazonal foi maior que as observadas nas escalas espacial e diária. Em outubro de 1999 e julho de 2000, as concentrações das formas de carbono tenderam a aumentar da barragem em direção à entrada dos rios Itaqueri e Lobo.

Nesse ambiente, a maior contribuição no carbono inorgânico foi de CO₂ Livre, com 58% em outubro de 1999, 60% em janeiro, 73% em abril e 77% em julho de 1999.

As médias das amostragens diárias nos 19 pontos, da alcalinidade e concentrações das formas de carbono no reservatório do Lobo podem ser observadas na Tabela 4.18. O coeficiente de variação, calculado das duas escalas temporais (diária e sazonal), e na escala espacial, pode ser encontrado na Tabela 4.19.

Tabela 4.18. Alcalinidade e concentrações médias das formas de carbono, nos três dias de amostragem dos quatro períodos de coleta no reservatório do Lobo.

Lobo						
	Alcalinidade meq.L ⁻¹ x10 ⁻³	C inorg mg.L ⁻¹	total CO₂ mg.L ⁻¹	CO₂ livre mg.L ⁻¹	HCO₃ mg.L ⁻¹	CO₃ mg.L ⁻¹ x10 ⁻⁵
Outubro						
20	12,3	0,6	2,3	1,7	0,8	2,9
21	14,0	0,4	1,6	1,0	0,9	7,9
22	13,3	0,4	1,6	1,0	0,8	5,9
Janeiro						
10	6,0	0,3	1,1	0,8	0,4	1,8
11	6,6	0,2	0,9	0,6	0,4	2,9
12	6,4	0,2	0,8	0,5	0,4	2,7
Abril						
10	6,7	0,4	1,4	1,1	0,4	1,4
11	5,7	0,3	1,2	0,9	0,3	1,2
12	5,5	0,4	1,3	1,1	0,3	0,9
Julho						
28	40,3	2,9	10,6	8,8	2,5	7,0
29	13,4	1,2	4,3	3,8	0,8	1,6
30	43,2	2,6	9,4	7,5	2,6	9,7

Tabela 4.19. Coeficientes de variação das escalas espacial, diária e sazonal dos valores de alcalinidade e concentração de formas de carbono e correlação de Pearson com a localização dos pontos de amostragem, no reservatório do Lobo.

	Coeficiente de variação			Correlação
	Espacial	Diário	Sazonal	Pearson
Alcalinidade				
Outubro	7%	7%	85%	0,0
Janeiro	12%	11%		0,4
Abril	5%	11%		-0,3
Julho	47%	58%		0,7
C inorgânico				
Outubro	20%	24%	109%	0,8
Janeiro	26%	24%		0,0
Abril	11%	13%		0,5
Julho	54%	56%		0,8
CO₂ Total				
Outubro	20%	24%	109%	0,8
Janeiro	26%	24%		0,0
Abril	11%	13%		0,5
Julho	54%	56%		0,8
CO₂ Livre				
Outubro	31%	40%	116%	0,8
Janeiro	39%	35%		0,0
Abril	14%	16%		0,5
Julho	57%	57%		0,8
HCO₃				
Outubro	7%	7%	85%	0,0
Janeiro	12%	11%		0,4
Abril	5%	11%		-0,3
Julho	0%	58%		0,7
CO₃				
Outubro	41%	48%	67%	-0,7
Janeiro	261%	43%		-0,2
Abril	24%	24%		-0,7
Julho	100%	72%		-0,3

4.4.9 Material em suspensão

No reservatório de Salto Grande, o material em suspensão total foi maior em janeiro de 2000 (média 27,6 mg.L⁻¹) e menor em julho de 2000 (média 7,5

mg.L⁻¹). A maior e a menor concentração de material em suspensão total ocorreram em janeiro de 2000 (467,3 mg.L⁻¹ e 2,5 mg.L⁻¹).

A variação espacial foi maior que a diária em todos os meses. A variação sazonal (43%) foi maior que a média das variações diárias (22%), porém menor que a espacial (83%). O coeficiente de variação calculado para as escalas espacial, diária e sazonal do material em suspensão no reservatório de Salto Grande está na Tabela 4.20.

Em janeiro de 2000, as concentrações de material em suspensão total formaram gradiente com as maiores concentrações na entrada do rio Atibaia (transecção 5) e menores na transecção 1 (próximo à barragem). Porém grande parte do material sedimenta entre as transecções 5 e 4, sendo que na transecção 4 só há cerca de 1% do que chega na transecção 5 (Figura 4.29).

Este gradiente não foi tão visível nos outros períodos pois, se na entrada do rio Atibaia (transecção 5) a maior parte do material em suspensão era inorgânico, próximo à barragem (transecção 1) o material em suspensão orgânico predominou (Figura 4.30). Em outubro de 1999, abril e julho de 2000, a maior parte do material em suspensão era orgânica (71%, 56% e 79 %, médias dos 20 pontos nos três dias de amostragem, respectivamente). Em janeiro de 2000, o predomínio foi do material em suspensão inorgânico com 56%, este predomínio adveio da grande entrada de material em suspensão, inorgânico, no reservatório transportado pelo rio Atibaia.

Tabela 4.20. Coeficiente de variação das concentrações de material em suspensão total, nas escalas espacial e temporal (diária e sazonal) nos períodos de amostragem, nos reservatórios de Salto Grande e Lobo.

	Espacial	Diária	Sazonal
Salto Grande			
Outubro	25%	18%	42%
Janeiro	219%	22%	
Abril	58%	25%	
Julho	30%	23%	
Lobo			
Outubro	23%	20%	24%
Janeiro	37%	18%	
Abril	24%	18%	
Julho	38%	29%

Figura 4.29 Distribuição espacial do material em suspensão total no reservatório de Salto Grande, nos três dias de amostragem, nos quatro períodos de estudo.

Figura 4.30. Composição do material em suspensão médio, por ponto em cada período, no reservatório de Salto Grande.

No reservatório do Lobo, o material em suspensão total variou de 9,9 mg.L⁻¹ observado em junho de 2000, até 2,1 mg.L⁻¹, em abril de 2000. Comparando-se a média de todos os pontos nos três dias de amostragem, junho de 2000 foi o período que apresentou a maior concentração de material em suspensão (5,3 mg.L⁻¹), e abril de 2000 o menor (3,3 mg.L⁻¹).

A variabilidade espacial, no reservatório do Lobo, foi maior que a diária em todos os meses estudados. A média dos quatro períodos foi maior também que a variabilidade sazonal (Tabela 4.20)

Em todos os meses foi possível determinar um gradiente de distribuição com as maiores concentrações próximas à entrada dos principais rios formadores (Itaqueri e Lobo – transecção 5) e menores concentrações próximas à barragem (transecção 1). Em meses com maior vazão, como janeiro e abril de 2000, este gradiente foi mais visível (Figura 4.31).

Nesse ambiente, reservatório do Lobo, em quase todos os períodos de amostragem, o material em suspensão orgânico foi maior que o inorgânico, compondo 81%, em outubro, 77% em janeiro e 86% em abril do material em suspensão total. Somente em julho de 2000 o material em suspensão inorgânico predominou (55%) no material em suspensão total (Figura 4.32).

Figura 4.31. Distribuição espacial do material em suspensão total, no reservatório do Lobo, nos três dias de amostragem, nos quatro períodos

Figura 4.32. Composição do material em suspensão média por estação, nos períodos estudados no reservatório de Salto Grande.

4.5. DISCUSSÃO

4.5.1 Estratificação térmica e circulação

Segundo ARCIFA & FROEHLICH (1985), o reservatório de Salto Grande é classificado como polimítico. CALIJURI *et al.* (1999) afirmaram que o reservatório pode se manter estratificado durante longos períodos.

Os fatores responsáveis pela estratificação de um reservatório incluem a penetração de energia radiante, a ação do vento, a morfometria e a posição da entrada e saída de água (WETZEL, 1983; GAL *et al.*, 2003).

Nesse trabalho, o reservatório de Salto Grande teve períodos de estratificação e mistura. Em outubro de 1999, o reservatório que estava, a princípio, com um perfil quase homogêneo de temperatura (menos a porção próxima à barragem), começou a estratificar-se a partir do segundo dia de amostragem (06/10) e no terceiro dia todo o reservatório encontrava-se estratificado. Nesse período (outubro de 1999), várias condições contribuíram para a formação desta estratificação: do dia 5 para o dia 7 de outubro a temperatura média do ar aumentou de 14 para 21°C; as horas de insolação aumentaram de cerca de 2 horas para mais de 8 horas e a média diária de vento, que no dia 4 estava em torno de 15 m.s⁻¹ diminuiu gradativamente para menos de 3 m.s⁻¹ no dia 07 (Figura 3.4). A incidência média de radiação aumentou de 551 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ no dia 05/10 para 693 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ em 07/10.

Além dessas influências climatológicas, a entrada de água proveniente do rio Atibaia estava com temperatura maior que a temperatura média da superfície do reservatório. Esta entrada de água mais quente que começou no dia 06/10 contribuiu para a formação da estratificação no reservatório.

Esse efeito da água do afluente na dinâmica de estratificação e mistura de reservatório já foi observado em outros ecossistemas, como no reservatório de Jurumirim (HENRY, 1999; NOGUEIRA *et al.*, 1999)

No perfil de oxigênio dissolvido, esta influência da entrada de água também pode ser notada. A água do rio Atibaia tinha concentração de oxigênio dissolvido no período próxima de zero. Com o aumento da estratificação térmica aumentaram também na superfície do reservatório as concentrações de oxigênio dissolvido, levando à formação de gradiente entre as transecções 4 e 5.

Em janeiro de 2000, no primeiro dia de amostragem o reservatório encontrava-se quase completamente estratificado, com exceção da região de entrada do rio Atibaia (transecção 5). No dia 05 de janeiro, lentamente esta estratificação diminuiu na transecção 4, sendo que no dia 06 esta região já se encontrava perfeitamente misturada. Nesse período, a água do Atibaia tinha maior oxigenação e menor temperatura se comparada com a água da superfície do reservatório. Essa entrada de água ajudou a promover a mistura na região da transecção 4, tornando a temperatura da coluna mais homogênea além de mais oxigenada. A região mais profunda da transecção 4, que estava anóxica em 04/01, passou a apresentar concentrações de oxigênio maiores que 2 mg.L^{-1} .

O encontro da água mais oxigenada e mais densa do rio Atibaia com o reservatório produziu uma zona com deficiência de oxigênio, cercada por áreas mais oxigenadas. Este fenômeno, conhecido como “*oxygen block*”, parece ocorrer quando camadas de água com diferentes densidades e concentrações de oxigênio se encontram na área de transição (COLE & HANNAN, 1990).

Este aumento da influência do rio Atibaia no perfil térmico e do oxigênio dissolvido é, possivelmente, uma função do aumento da vazão, que teve seu pico no período do dia 06 ($120 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ média diária), e diminuição do tempo de retenção, provocada pelas chuvas constantes do período (Figura 3.5).

Em 04 de abril de 2000, o reservatório estava, novamente, quase totalmente misturado, somente com estratificação na transecção 1. Esta situação pode estar relacionada com a ocorrência de chuvas e ventos moderados ($>5 \text{ m.s}^{-1}$) alguns dias antes da amostragem (Figura 3.4).

No último dia de amostragem de abril de 2000 (dia 06/04/2000), no ponto central da transecção 2 e 3 também foram observadas estratificações. Este aumento da estabilidade do sistema está relacionado com diminuição do tempo de retenção (Figura 3.8) e diminuição do vento. Com o aumento da estabilidade, os perfis de oxigênio também passam a ficar mais estratificados, aumentando a anoxia nas regiões mais profundas do reservatório.

Em julho de 2000, novamente o reservatório de Salto Grande se encontrava com distribuição vertical homogênea de oxigênio dissolvido. Essa homogeneidade, aparentemente, esteve relacionada com a perda de calor do reservatório, pois as condições climáticas (pouco vento e chuva) e hidráulicas (baixa vazão e alto tempo de retenção) seriam propícias para o aparecimento de estratificações, e não para mistura completa da coluna de água.

Essa estratificação começou a se formar a partir do segundo dia de amostragem (05/07) e se intensificou no último (06/07) o que levou a maior estratificação também do oxigênio dissolvido.

Além da evidente ação das forças meteorológicas no aparecimento e manutenção da estratificação térmica do reservatório de Salto Grande, como vento, precipitação e insolação, a entrada do rio Atibaia é um importante fator na variabilidade temporal e espacial da estabilidade da coluna de água neste ambiente.

HAN *et al.* (2000) afirmaram que a entrada de água no reservatório pode provocar dois diferentes processos na estratificação térmica:

- Se a temperatura da água da entrada for menor que a água da superfície do reservatório (situação considerada mais comum), a tendência desta massa de água mais densa é impedir ou destruir a estratificação térmica, seja pela mistura da água mais fria com as camadas superiores mais quentes, seja pela facilitação da ação do vento na circulação.
- Se a temperatura da água da entrada for maior que a da água da superfície do reservatório esta massa de água pode contribuir para aumentar ou promover uma estratificação térmica.

Estes dois processos parecem ocorrer no reservatório de Salto Grande, principalmente na região mais próxima à cabeceira (transecção 4 e 5), em função das diferenças entre a temperatura da água na superfície do reservatório e a temperatura do rio Atibaia (Figura 4.33).

FROELICH *et al.* (1978) afirmaram que nesse reservatório a instabilidade da estratificação térmica devia-se principalmente a influências climáticas, como a diminuição da temperatura do ar, no inverno, e hidrodinâmicas, como o aumento do afluxo da água do rio Atibaia, no verão.

Figura 4.33. Diferença entre a temperatura da água da superfície do reservatório de Salto Grande e a temperatura da água do rio Atibaia nos períodos de 5 a 7 de outubro de 1999, 4 a 6 de janeiro, abril e julho de 2000.

Em outubro de 1999, a temperatura da água do rio mais elevada, além das condições meteorológicas, ajudou a promover estratificação térmica. Nos outros períodos, janeiro, abril e julho de 2000, as menores temperaturas da água do rio Atibaia impediram a formação de estratificações persistentes na transecção 4. Este efeito é mais contundente quanto maior for a vazão e a diferença entre as temperaturas de entrada e da água da superfície do reservatório.

Além das variações na distribuição vertical do oxigênio dissolvido, o reservatório de Salto Grande caracterizou-se por baixas concentrações de oxigênio dissolvido em todos os períodos de amostragem. Segundo GORDON (1993), em reservatórios, os maiores causadores da redução de oxigênio são a entrada de material alóctone, fonte para a decomposição, a morfometria e a hidrodinâmica do sistema.

GIANESELLA-GALVÃO (1981), estudando vários reservatórios no Estado de São Paulo, considerou o reservatório de Salto Grande como o mais afetado por influências antrópicas, e considerou a presença de anoxia, mesmo nos períodos de isoterminia, reflexo da eutrofização do sistema, que provoca constante deposição de material alóctone e consumo de oxigênio dissolvido, por processos biológicos e químicos.

Segundo NÜRNBERG (2002), um ambiente pode ser considerado anóxico quando as concentrações de oxigênio dissolvido são menores que 2 mg.L^{-1} . Segundo o autor, em reservatórios a região de entrada dos rios (fase rio) geralmente tem maiores concentrações de oxigênio, devido a sua pequena profundidade e ação da turbulência do afluente, que as regiões mais pelágicas, geralmente mais profundas e de difícil mistura.

Apesar da diminuição do oxigênio nas camadas mais profundas do reservatório, em função da estratificação térmica, ocorrer tanto em ambientes eutrofizados quando que em ambientes oligotróficos (COLE & HANNAN, 1990; HENRY, 1999), anoxias prolongadas estão diretamente relacionadas ao grau de trofia do sistema (TOWNSEND, 1999), nesses casos a entrada de material alóctone e o consumo são os grandes responsáveis pela depleção do oxigênio dissolvido.

O reservatório do Lobo também é considerado polimítico e segundo CHALAR & TUNDISI (1999) é um ecossistema raso e afetado pelo vento, fazendo com que estratificações raramente aconteçam e persistam. Porém neste trabalho estratificações persistentes (mais de 1 dia) foram observadas em quase todos os períodos de amostragem (outubro de 1999, janeiro e abril de 2000).

Como não foram realizadas amostragens nictemerais, não é possível determinar se estas estratificações (aqui chamadas de persistentes) se mantêm no período noturno, com a perda de calor para a atmosfera, porém mesmo este padrão de estratificações diárias com desestratificações noturnas não foi identificado para este sistema.

Trabalhos anteriores, no reservatório do Lobo, também não identificaram estratificações persistentes (CALIJURI, 1985; CALIJURI, 1988; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1995), mesmo porque trabalhos que enfoquem períodos contínuos de tempo, ou heterogeneidade espacial, sejam raros.

Em outubro de 1999, o reservatório estava estratificado no início das coletas. Com o aumento do vento, a partir do segundo dia, chegando a 9 m.s^{-1} , a estabilidade do sistema diminuiu, principalmente nas estações próximas à entrada dos rios Itaqueri e Lobo.

Em janeiro e abril de 2000, apesar dos menores tempos de retenção da água no sistema, o ambiente esteve estratificado. Neste período, além de condições meteorológicas favoráveis (pouca chuva e ventos fracos), também contribuiu a água mais quente da transecção 5. Sendo esta uma região mais rasa, as ações da energia radiantes no aquecimento da coluna de água são

facilitadas. Este aquecimento pode ser comprovado com as mais altas frequências de Brunt-Väisälä observadas em janeiro.

Também no reservatório do Lobo, a influência da diferença de temperatura entre a água dos afluentes e a do reservatório pareceu influenciar o no padrão de estratificação. Os períodos em que a estratificação foi mais duradoura e a frequência de Brunt-Väisälä foram maiores (janeiro e abril) (Figura 4.34)

Figura 4.34. Diferença entre a temperatura da água da superfície do reservatório do Lobo e da transecção nos períodos de outubro de 1999, e de janeiro, abril e junho de 2000.

As concentrações de oxigênio foram influenciadas pelos períodos de estratificação, sendo que as menores concentrações de oxigênio foram observadas nos períodos mais nos quais o reservatório esteve mais estáveis, nestes casos as concentrações de oxigênio das regiões mais profundas chegaram a até 2 mg.L^{-1} , podendo essa condição ser considerada como anoxia.

Como a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na água tem grande influência no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, alterando a comunidade, principalmente organismos bentônicos e peixes, e afetando o funcionamento dos ciclos biogeoquímicos, a maioria das agências governamentais que cuidam da qualidade e biota aquática determinam concentração de $5 \text{ a } 7 \text{ mg.L}^{-1}$ como limite inferior da concentração de oxigênio dissolvido sem alteração da comunidade biótica e metabolismo do sistema. NÜRNBERG (2002). Nos períodos de janeiro e abril de 2000, as concentrações

de oxigênio dissolvido abaixo dos 4 metros de profundidade estavam todas abaixo de 6 mg.L^{-1} .

Segundo HENRY & NOGUEIRA (1999), no reservatório de Jurumirim o prolongado período de estratificação é responsável pelo déficit de oxigênio próximo ao sedimento. Este fenômeno já foi observado também no reservatório de Barra Bonita (CALIJURI & DOS SANTOS, 1996) e pode ser considerado padrão em reservatórios eutrofizados (SWEERTS *et al.*, 1991).

Alguns pesquisadores afirmam que a presença de anoxia próxima ao sedimento está relacionada com o aumento do grau de trofia do sistema e diretamente ligada às concentrações de fósforo (NÜRNBERG, 1995; JOHANNESSE & DAHL, 1996).

No trabalho de CALIJURI (1988) as concentrações de fosfato total dissolvido e de fosfato inorgânico foram cerca de quatro vezes menores do que as observadas no presente trabalho na mesma região do reservatório (região mais profunda, próximo a barragem), o que pode indicar uma aumento do estado trófico do sistema.

4.5.2 Gradiente longitudinal de nutrientes e penetração da luz

Em reservatórios, gradientes longitudinais de fatores físicos, químicos e biológicos resultam de uma influência combinada da hidrodinâmicas e morfologia (KENNEDY & WALKER, 1990).

No presente trabalho, foi observada a formação de gradientes longitudinais nos dois reservatórios. Esses gradientes longitudinais variaram conforme o fator analisado e período do ano.

O gradiente longitudinal no reservatório de Salto Grande já indicado por diversos pesquisadores (SOUZA, 2000; FALCO & CALIJURI, 2002; ZANATA & ESPÍNOLA, 2002), foi determinado pela vazão mais elevada do seu principal tributário, o rio Atibaia e pode ser caracterizado através da distribuição da transparência (medida pelo disco de Secchi), pela distribuição do material em suspensão total e dos nutrientes.

A região superior do reservatório de Salto Grande foi caracterizada por: menor penetração da luz, maiores concentrações de material em suspensão total, e maiores concentrações de nutrientes, em especial das formas de fósforo (fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico).

As entradas de nutrientes e material em suspensão pelo rio Atibaia chegam a ser mais de 10 vezes superiores à média do reservatório. Essa entrada de material alóctone é um dos responsáveis pelos freqüentes períodos de anoxia no sedimento. Grande parte desse material sedimenta na primeira porção do reservatório entre as transecções 4 e 5.

LEITE *et al.* (2000) observaram um gradiente longitudinal e uma diferenciação sazonal na sedimentação do tripton no reservatório de Salto Grande, com maiores taxas de sedimentação próximas a cabeceira do reservatório e durante o período de chuva.

O fósforo total, o fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico tiveram sua concentração reduzida no reservatório de Salto Grande em todos os períodos. A redução de fósforo total chegou à cerca de 78% em média, em outubro.

As concentrações de nitrato foram, entre os nutrientes dissolvidos, um dos que menos seguiram o padrão de diminuição em direção à barragem. O nitrato é produto final da decomposição de matéria orgânica e sua distribuição pode ter sido influenciada pelos processos de decomposição.

ROCHA *et al.* (1971) afirmaram que ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Grande ocorre autodepuração alterando o predomínio das formas nitrogenadas.

Segundo KENNEDY & WALKER (1990), a formação de gradientes longitudinais em reservatórios depende do tempo de residência da água, da sedimentação do fósforo e da importância relativa da dispersão e advecção como processos de transporte longitudinal. Os gradientes máximos são encontrados em reservatórios com maiores tempos de retenção da água; altas taxas de sedimentação (alta retenção de fósforo), e regime de fluxo dominado pela advecção. Gradientes longitudinais mínimos desenvolvem-se em reservatórios com menores tempos de retenção, baixas taxas de sedimentação e regimes de fluxos dispersivos. ARMENGOL *et al.* (1999) estudando o reservatório Sau na Espanha, observaram grande influência do principal tributário no tempo de retenção da água, na distribuição e concentração de nutrientes. Este padrão espacial também influenciou todas as comunidades bióticas.

Com baixas concentrações de nutrientes, principalmente o fósforo inorgânico, o reservatório do Lobo, foi considerado oligotrófico (OLIVEIRA & CALIJURI, 1995). Segundo CHALAR & TUNDISI (1999) devido ao tipo de solo da região, com altas concentrações de ferro e alumínio, aliada a mistura pelo

vento e altas concentrações de oxigênio dissolvido na água o reservatório precipitaria fósforo no sedimento. Porém neste trabalho, as concentrações de nutrientes, especialmente de fósforo total, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e nitrato estão muito acima das observadas em trabalhos anteriores.

Na Tabela 4.21 estão as concentrações de nutrientes descritos em trabalhos anteriores. No presente trabalho, para alguns nutrientes como nitrato o aumento das concentrações máximas chega a 13 vezes.

Tabela 4.21. Concentrações médias e amplitude dos principais nutrientes, material em suspensão e profundidade de disco de Secchi em trabalhos anteriores (TUNDISI, 1977; CALIJURI, 1988), e no presente trabalho.

Reservatório do Lobo			
	TUNDISI, 1977	CALIJURI, 1988	Este Trabalho
SiO ₂ (mg.L ⁻¹)	0,5	0,5 - 2,1	0,1 - 2,5
NH ₄ (μg.L ⁻¹)	10,3	16,4 - 37,5	0,2 - 39,4
NO ₂ (μg.L ⁻¹)	0,8	0,9 - 1,9	0,8 - 5,2
NO ₃ (μg.L ⁻¹)	5,1	6,1 - 8,9	3,4 - 119,7
PO ₄ total dissolvido (μg.L ⁻¹)	3,5	3,8 - 7,3	1,0 - 48,1
PO ₄ Inorgânico (μg.L ⁻¹)	3,0	3,0 - 4,0	0,3 - 11,6
Fósforo Total (μg.L ⁻¹)	-	19,6 - 21,5	27,9 - 93,6
Material em suspensão total (mg.L ⁻¹)	0,1	1,3 - 3,2	2,1 - 14,5
Profundidade de Disco de Secchi (m)	-	1,1 - 1,2	0,8 - 1,8

Este aumento nas concentrações de nutrientes esteve, provavelmente, relacionado com o aumento da contribuição de nutrientes pelos principais tributários, o Rio Itaqueri recebe os esgotos não tratados da cidade de Itirapina, e a liberação de fósforo do sedimento nas épocas em que a estratificação térmica foi duradoura. CALIJURI & TUNDISI (1990) reportaram que as contribuições de fósforo total para o reservatório, dos rios Itaqueri e Lobo são de 45 e 16 mg.m⁻³.s⁻¹ respectivamente. MIRANDA & MATVIENKO (2003) estimaram as contribuições em 177,6 mg.m⁻³.s⁻¹ para o rio Itaqueri e 39,7 mg.m⁻³.s⁻¹ para o ribeirão do Lobo.

Ao se levar em conta somente a concentração de fósforo total, o reservatório do Lobo pode ser classificado como mesotrófico, segundo critérios indicados em WETZEL (1993).

A existência de dois compartimentos no reservatório do Lobo já foi sugerida por vários de pesquisadores (CALIJURI & TUNDISI, 1990; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1995) e a distribuição das concentrações de nutrientes,

material em suspensão e transparência comprovam esta separação com maiores concentrações e menor transparência na cabeceira do reservatório (transecção 5) e menores concentrações e maior transparência próximo à barragem (transecção 1). Neste estudo, este gradiente foi mais visível nas distribuições de fósforo total, fosfato total dissolvido, nitrito, silicato reativo, material em suspensão total e profundidade do disco de Secchi.

Principalmente em janeiro e abril, meses de chuva, esta distribuição foi também afetada pela entrada de água através do córrego das perdizes, próximo ao final da transecção 2.

O fosfato inorgânico e íon amônio são dois nutrientes cujas distribuições não acompanham o gradiente longitudinal. Estes nutrientes podem estar disponíveis na coluna em função da mistura turbulenta. Os valores máximos desses nutrientes ocorreram no reservatório nos períodos mais misturados, junho para íon amônio e outubro para fosfato inorgânico.

Segundo WETZEL (1993), tanto o íon amônio quanto fosfato podem ser liberados na coluna de água no início de um período de circulação. Essas taxas de liberação podem ser extremamente altas se a circulação ocorrer após um período de hipolimnion anóxico (MOZETO *et al.*, 2001).

O íon amônio é a forma de nitrogênio mais lábil, e pode ser rapidamente convertido em nitrato em ambientes oxigenados (WEBSTER *et al.*, 2003). Isto faz com que, em ambientes oxigenados com grandes concentrações de íon amônio, uma parte do nitrato seja de origem autóctone. Esse fator pode ser importante para explicar a distribuição descontínua do nitrato no reservatório do Lobo. Da mesma forma parte do nitrogênio orgânico total é também de origem autóctone e muitas vezes está relacionada com a densidade dos organismos planctônicos.

4.5.3 Padrões de variabilidade temporal e heterogeneidade espacial

Apesar do número de amostragens diárias ser pequeno, 3 dias consecutivos, os dois reservatórios possuem variabilidade sazonal marcante e menor variabilidade diária. Assim, nossos resultados não corroboram a afirmação de outros autores de que a variabilidade diária em reservatórios

tropicais é maior que a variabilidade sazonal, pois o ambiente tropical não possui variações sazonais marcantes (GLIWCZ, 1999; LAMPERT, 1987).

Na Tabela 4.22 encontram-se os valores médios de coeficiente de variação nas escalas diárias e espaciais e valores totais de coeficientes de variação sazonal. Os valores considerados muito altos estão em negrito.

PIMENTEL GOMES (1990), considerou os coeficientes de variação como baixos, quando foram inferiores a 10%; médios, quando estavam entre 10 e 20%; altos, entre 20 e 30% e muito altos, quando foram superiores a 30%. Nesse contexto o reservatório de Salto Grande apresentou grande variabilidade sazonal e grande heterogeneidade espacial, para o reservatório do Lobo, a principal escala de variabilidade foi a sazonal.

Tabela 4.22. Coeficientes de variação médios para alguns fatores ambientais no reservatório do Lobo e reservatório de Salto Grande.

	Salto Grande			Lobo		
	Espacial	Diária	Sazonal	Espacial	Diária	Sazonal
Frequência de Brunt-Väisälä	89%	74%	65%	39%	46%	83%
Transparência	39%	17%	48%	20%	9%	11%
PH	3%	2%	4%	4%	4%	8%
Condutividade	15%	3%	35%	4%	2%	8%
Nitrato	10%	9%	21%	33%	28%	105%
Nitrito	77%	19%	43%	22%	18%	21%
Íon Amônio	79%	40%	81%	55%	56%	104%
Nitrogênio Orgânico Total	42%	24%	21%	35%	35%	103%
Fósforo Total	66%	12%	26%	22%	16%	14%
Fosfato inorgânico	111%	16%	50%	30%	35%	26%
Fosfato Total Dissolvido	93%	29%	45%	23%	39%	32%
Silicato Reativo	50%	40%	89%	26%	38%	14%
Material em suspensão	83%	22%	42%	30%	21%	24%
Alcalinidade	23%	18%	17%	18%	22%	85%
Carbono Inorgânico	16%	9%	30%	28%	29%	109%
CO ₂ Total	16%	11%	30%	28%	29%	109%
Média	51%	22%	40%	26%	27%	53%

BICUDO *et al.* (1999), estudando um lago urbano eutrofizado, encontraram maior variabilidade na escala temporal-sazonal. Os autores afirmaram que se o ambiente for amostrado somente nos períodos de chuva e seca, esta variabilidade temporal-sazonal diminui, demonstrando que não são somente os padrões de chuva e seca que modificam o sistema aquático lântico

mas, principalmente, os padrões de variação entre os períodos de estratificação e mistura.

No reservatório de Jurumirim NOGUEIRA *et al.* (1999) também reportaram grande variabilidade sazonal, determinada principalmente pelo grande afluxo de água no reservatório no período de chuva.

Mesmo a sazonalidade não sendo muito nítida em ambientes tropicais isto não exclui a existência de padrões sazonais distintos, principalmente porque as elevadas temperaturas do ambiente tropical geram uma resposta maior na densidade da água, aumentando a estabilidade da coluna mesmo com pequenas diferenças na temperatura. Sendo assim, períodos de estratificação com padrões sazonais são esperados (LEWIS, 1996).

Utilizando as médias das variáveis ambientais, entre os pontos nos dois reservatórios, foi possível identificar padrões de variação sazonal para os períodos estudados. No reservatório de Salto Grande, a maior similaridade aconteceu entre outubro de 1999 e janeiro de 2000. Abril de 2000 foi menos similar em relação ao grupo anterior, e julho foi o que apresentou menor similaridade. Outubro de 1999 e janeiro de 2000 no reservatório de Salto Grande se caracterizaram pelas estratificações mais persistentes, com maiores frequências de Brunt-Väisälä (Figura 9.35).

Figura 4.35. Análise de agrupamento (*Cluster*), utilizando as variáveis físicas e químicas, para a variabilidade sazonal no reservatório de Salto Grande.

No reservatório do Lobo a análise de agrupamentos indicou uma grande similaridade entre os meses de janeiro e abril de 2000, formando um grupo muito similar ainda com outubro de 1999, ficando junho de 2000 bem distante deste primeiro grupo (baixa similaridade) (Figura 4.36).

Nesse caso a frequência de Brunt-Väisälä foi o fator mais importante relacionado com esta variação sazonal. Os maiores valores de Brunt-Väisälä foram encontrados nos meses de janeiro e abril de 2000, com valores um pouco mais baixos em outubro de 1999 e bem inferiores em junho de 2000.

Figura 4.36. Análise de agrupamento (*Cluster*), utilizando as variáveis físicas e químicas, para a variabilidade sazonal no reservatório do Lobo.

Utilizando-se as médias por períodos das variáveis físicas e químicas foi possível, através de análise de agrupamento, identificar a heterogeneidade espacial nos dois reservatórios.

No reservatório de Salto Grande a análise de agrupamento das transecções mostrou grande diferença da transecção 5 (pontos 18, 19 e 20) com as demais. As transecções 1 a 3 formam um grupo com grande similaridade e a transecção 4 é marcada como área de transição, porém mais semelhante às transecções 1 a 3 do que a transecção 5 (Figura 4.37).

Figura 4.37. Gráfico indicando a similaridade entre as transecções utilizando a média dos dados físicos e químicos, dos quatro períodos de estudo.

Utilizando os “scores” determinados pela análise de cluster (similaridade calculado 1-Pearson) foi possível indicar graficamente a localização dos compartimentos (Figura 4.38).

Figura 4.38. Representação gráfica dos três compartimentos: zona de rio (preto), de transição (cinza) e lacustre (branca), no Reservatório de Salto Grande.

No reservatório do Lobo, a análise de agrupamentos identificou três compartimentos (Figura 4.39). CALIJURI & TUNDISI (1990), afirmaram ter este reservatório dois compartimentos bem marcados, um superior (com menos luz e mais rico em nutrientes) e um inferior (com mais penetração da luz e mais pobre em nutrientes). Esses dois compartimentos bem característicos podem ser evidenciados pela análise de agrupamento, que identificou também uma área de transição (Transecção 3). O compartimento superior seria composto das transecções 4 e 5 e o compartimento inferior pelas transecções 1 e 2. No compartimento superior (transecções 4 e 5) há menor penetração da luz, maior concentração de material em suspensão e de nutrientes. A formação e manutenção das estratificações nessa região são mais variáveis, com maior influência da água dos afluentes. No compartimento inferior (transecções 1, 2) a penetração da luz é maior, as concentrações de nutrientes e material em suspensão são menores, e as estratificações de temperatura e oxigênio foram mais estáveis e persistentes (Figura, 4.40).

Figura 4.39. Gráfico indicando a similaridade entre as transecções no reservatório do Lobo, utilizando a média dos dados físicos e químicos dos quatro períodos de estudo.

Figura 4.40. Representação gráfica dos três compartimentos: zona de rio (preto), de transição (cinza) e lacustre (branca), no Reservatório do Lobo.

O modelo de distribuição espacial identificado no reservatório de Salto Grande e no reservatório do Lobo é semelhante ao proposto por KIMMEL *et al.* (1990), com a formação de três zonas distintas:

1. Fase rio, T5 em Salto Grande e T5 e T4 no Lobo: com maior vazão, predomínio de fluxos horizontais, coluna não estratificada, grande sedimentação, menor penetração de luz e grandes concentrações de material em suspensão (com o predomínio da porção inorgânica) e nutrientes, principalmente as formas de fósforo.
2. Fase de transição, T 4 em Salto Grande e T3 no Lobo: onde fluxos horizontais são substituídos pelo predomínio de fluxos verticais, grande variabilidade nos padrões de mistura e estratificação, menores concentrações de nutrientes e material em suspensão, e maior penetração da luz (se comparados à fase rio), início da substituição da parcela inorgânica pela orgânica no material em suspensão total. Grande variabilidade nos perfis de oxigênio dissolvido. No

reservatório de Salto Grande, esse compartimento pode chegar até a transecção 3 nos períodos de maior vazão (janeiro)

3. Fase lacustre, T1, T2 e T3 em Salto Grande e T1 e T2 no Lobo: máximo de penetração da luz, menor concentração de nutrientes e material em suspensão (predomínio da porção orgânica em relação à inorgânica), estratificações térmicas mais estáveis e persistentes.

Esta compartimentalização também pode ser determinada, pela redução das concentrações relativas de material em suspensão e da penetração da luz (Figuras 4.41 e 4.42). Através desta variação foi possível perceber que a transecção 4 no reservatório de Salto Grande é, no geral, o final da área de transição entre a zona do rio e a região lacustre.

A diferença entre a compartimentalização dos dois reservatórios também esteve relacionada com a declividade do fundo logo após a entrada dos rios. Enquanto a declividade do fundo do reservatório do Lobo é baixa, indo de 3 a 4,5m (1,5 m de diferença) da transecção 5 para a transecção 4, no reservatório de Salto Grande a diferença é de 6 m, profundidade de 1 m na transecção 5 e de 7 m, na transecção 4.

Segundo KENNEDY & WALKER (1990) a declividade do fundo é uma das principais características responsáveis pela sedimentação de material no reservatório, distribuição dos nutrientes provenientes dos afluentes e a formação de compartimentos.

Figura 4.41. Variação espacial dos valores relativos (discretizados) de material em suspensão total e profundidade do disco de Secchi para o reservatório de Salto Grande.

Figura 4.42. Variação espacial dos valores relativos (discretizados) de material em suspensão total e profundidade do disco de Secchi, para o reservatório do Lobo.

4.6. CONCLUSÕES

- ✓ O reservatório de Salto Grande, durante o período analisado apresentou períodos de estratificação e mistura e os principais fatores responsáveis por esta variação foram: a intensidade e persistência do vento, os períodos de insolação, o tempo de retenção da água no reservatório, e a ação da entrada de água do rio Atibaia.
- ✓ Os perfis de oxigênio dissolvido em Salto Grande foram caracterizados por baixas concentrações e persistentes anoxias próximas ao sedimento relacionado principalmente às entradas de material alóctone e persistência das estratificações térmicas.
- ✓ O reservatório do Lobo, durante o período estudado se mostrou na maior parte do tempo com estratificações intensas e persistentes, principalmente nos períodos de janeiro e abril de 2000. Contribuíram para a formação destas estratificações a fraca intensidade dos ventos e a entrada de água dos principais afluentes, Lobo e Itaqueri.
- ✓ As concentrações de nutrientes observadas no reservatório do Lobo foram superiores as indicadas em trabalhos anteriores. Para alguns nutrientes como o nitrato houve um aumento de treze vezes.
- ✓ Períodos persistentes de estratificação térmica foram responsáveis pela anoxia nas regiões mais profundas do reservatório do Lobo e, conseqüentemente, pelo aumento nas concentrações de nutrientes, principalmente das formas de fósforo.
- ✓ Em ambos os ambientes o inverno (junho e julho de 2000) foi o período de maior mistura.
- ✓ Os dois reservatórios apresentaram variações sazonais, relacionadas principalmente com os períodos de estratificação e mistura.
- ✓ O reservatório de Salto Grande apresentou heterogeneidade espacial, determinada principalmente pela influência do seu principal tributário, rio Atibaia, e pelas mudanças no tempo de retenção.

- ✓ Das três escalas estudadas, a variabilidade diária (3 dias) foi a que teve menor influência, para todos os fatores ambientais nos dois ambientes.
- ✓ Os nutrientes, principalmente as formas de fósforo, a transparência da água e a concentração de material em suspensão, formaram um gradiente longitudinal nos dois reservatórios, com maiores concentrações, menor penetração da luz e maior mistura na cabaceira e menores concentrações, maior penetração da luz e maior estabilidade, próxima a barragem. Esse gradiente longitudinal faz com que os dois reservatórios tenham três compartimentos distintos, fase rio, transição e região lacustre.
- ✓ A posição da área de transição esteve relacionada com a vazão dos principais efluentes e com a declividade do fundo do reservatório.

4.7. BIBLIOGRAFIA

- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1995. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Byrd Prepress Springfield. Washington. 1134p.
- ARCIFA, M.S. & FROEHLICH, C.B. 1985. Padrões de circulação vertical em dez reservatórios do Estado de São Paulo. **Ciência e Cultura**. v. 38, n.4, p: 684-692.
- ARMENGOL, J.; GARCIA, J.C.; COMERMA, M.; ROMERO, M.; DOLZ, J.; ROURA, M.; HAN, B. H.; VIDAL, A. & SIMEK, K. 1999. Longitudinal processe in canyon type reservoirs: the case os Sal (N.E. Spain). In: TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. (eds). **Theoretical reservoir ecology and its aplications**. IIE, BAC, Backhuys Pub. p: 313-345.
- AYRES M., AYRES JR. M., AYRES D.L. & SANTOS A.S. 2000. **BioEstat 2.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Sociedade Civil Mamirauá (Belém); CNPq Brasilia
- BICUDO, D.C.; TUCCI, A.; RAMÍREZ, R.; CARMO, C.F.; NOGUEIRA, N.M.C & BICUDO, C.E.M. 1999. Escala de amostragem e variabilidade de fatores limnológicos em reservatório eutrofizado (lago das Guarças, SP). In: HENRY, R. (ed) **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu. FAPESP, FUNDIBIO. P. 409-448.
- CALIJURI, M.C. 1985. **Curvas de luz-fotossíntese e fatores ecológicos em ecossistema artificial e não estratificado – Represa do Broa (Lobo), São Carlos**. Dissertação (Mestrado). UFSCar. São Carlos, SP. 280p.
- CALIJURI, M.C. 1988. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplantônica e fatores ecológicos em ecossistemas em diferentes estágios de eutrofização**. Tese (Doutorado). Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 293p.

- CALIJURI, M.C. 1999. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical**. Tese (Livre-docência). Departamento de Hidráulica e Saneamento Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 210p.
- CALIJURI, M.C. & TUNDISI, J.G. 1990. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: Mecanismos de Funcionamento e bases para o gerenciamento. **Rev. Brasil. Biol.** v. 50. n. 4, p: 893-913.
- CALIJURI, M.C. & DOS SANTOS, A.C.A. 1996. Short term changes in the Barra Bonita reservoir, São Paulo, Brazil: emphasis on the phytoplankton communities. **Hydrobiol.** v. 300, p: 1-21.
- CALIJURI, M.C., DEBERDT, G.L.B. & MINOTI, R.T. 1999. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: HENRY, R. (ed) **Ecologia de Reservatório: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu. FUNDIBIO, FAPESP. p.109-148.
- CHALAR, G. & TUNDISI, J.G. 1999. Main processes in the water column determined by wind and rainfall at Lobo (Broa) reservoir. Implications for phosphorus cycling. In: TUNDISI, J.G. & STRAŠKRĀBA, M. (eds) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Backhuys Publishers. p: 53-65.
- COLE, T.M. & HANNAN, H.H. 1990. Dissolved Oxygen Dynamics. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (eds) **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. p: 71-107.
- FALCO, P.B. & CALIJURI, M.C. 2002. Longitudinal phytoplanktonic community distribution in a tropical reservoir (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** v.14, n.2, p: 27-37.
- FROELICH, C.G.; ARCIFA-ZAGO, M.S. & CARVALHO, M.A.J. 1978. Temperature and oxygen stratification in Americana Reservoir, State of São Paulo, Brazil. **Verh. Int. Verein. Limnol.** v. 20, p: 1710-1719.
- GAL, G., IMBERGER, J., ZOHARY, T., ANTENUCCI, J., ANIS, A. & ROSENBERG T. 2003. Simulating the thermal dynamics of Lake Kinneret.

Ecological Modeling. v 162, n 1-2, p: 69-86.

GARGETT A.E. 1984. Vertical eddy diffusivity in the ocean interior. **J. Mar. Res.** v. 42, p: 359–393.

GINESELLA-GALVÃO, S.M.F. 1981. **Produtividade primária e suas relações com alguns fatores físicos e químicos em reservatórios do estado de São Paulo.** 2v. Tese (Doutorado). Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo.

GLIWICZ, Z.M. 1999. Predictability of seasonal and diel events in tropical and temperate lakes and reservoirs. In: TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. (eds). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** IIE, BAC, Backhuys Pub. p: 99 - 124.

GOLTERMAN, H.L. & CLYMO, R.S. 1969. **Methods for Chemical and Physical Analysis of Freshwater.** IBP Handbook n. 8. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 171p.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. 1978. **Methods for Chemical and Physical Analysis of Freshwater.** IBP Handbook n.8. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 213p.

GORDON, J.A. 1993. Dissolved oxygen in streams and reservoirs. **Wat. Envirom. Res.** v. 65, p: 571-573.

HAN, B.; ARMENGOL, J.; GARCIA, J.C.; COMERMA, M.; ROURA, M.; DOLZ, J. & STRASKRABA, M. 2000. The thermal structure of Sau Reservoir (NE: Spain): a simulation approach. **Ecol. Model.** v.125, n. 2-3, p: 109-122.

HEJZLAR, J. & VYHNÁLEK, V. 1998. Longitudinal heterogeneity of phosphorous and phytoplankton concentrations in a deep-valley reservoirs. **Internat. Rev. Hydrobiol.** V. 83, p:139-147.

HENRY, R. 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. In: TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. (eds). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** Backhuys pub. p: 125-152.

- HENRY, R. & NOGUEIRA, M.G. 1999. A represa de Jurumirim (São Paulo): primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo. In: HENRY, R. (ed) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. FAPESP. FUNDIBIO. p: 651-686.
- JOHANNESSEN T. & DAHL E. 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak Coast, 1927-1993: A Signal of Ecosystem Changes Due to Eutrophication? **Limnology and Oceanography**, v. 41, v. 4. p: 766-778.
- KENNEDY, R.H. & WALKER, W.W. 1990. Reservoir nutrient dynamics. In: THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L. & PAYNE, F.E. (eds). **Reservoir Limnology**. Wiley Interscience Publication. New York. p: 109-133.
- KIMMEL, B.L.; LIND, O.T. & PAULSON, L.J. 1990. Reservoir primary production. In: THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L. & PAYNE, F.E. (eds). **Reservoir Limnology**. Wiley Interscience Publication. New York. p: 133 - 193.
- KOROLEFF, F. 1976. Determinations of nutrients. In: GRASHOFF, K. (ed). **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie Weinheim. p: 177-181.
- LAMPERT, W. 1987. Predictability in lake ecosystems: the role of biotic interactions. **Ecological Studies**. v. 61, p: 333-346.
- LEITE, M.A.; ESPINDOLA, E.L.G. & CALIJURI, M.C. 2000. Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil): a methodological evaluation. **Acta Limnol. Bras**. v.12, p: 63-68.
- LEWIS, W.M. JR. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: F. SCHIEMER & BOLAND, K.T. (eds.). **Perspectives in Tropical Limnology**. SPB Academic Publishers, Amsterdam, the Netherlands. P: 43-64.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.E. 1978. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association. Sci. Publ. n. 36. Titus. Wilson and sons LTDA. Kendall. 117p.
- MIRANDA S.A. & MATVIENKO, B. 2003. Rain and groundwater as phosphorus sources of a small Reservoir. **Lakes & reservoirs: research and management**. v. 8, p: 27-30.

- MOZETO, A.A.; SILVERIO, P. F. & SOARES, A. 2001. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment/water interface Guarapiranga reservoir, Sao Paulo, Brazil. **The Science of the Total Environment**. v. 266, p: 135-142.
- NOGUEIRA, M.G., HENRY, R.; MARICATTO, F.E. 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & reservoirs: research and management**, v. 4. p: 107–120.
- NÜRNBERG, G.K. 1995. Quantification anoxia in lakes. **Limnol. Oceanogr.** v. 40, p: 1100-1111.
- NÜRNBERG, G.K. 2002. Quantification of oxygen depletion in lakes and reservoirs with hypoxic factor. **Lake and Reservoir Management**. v. 18, n. 4, p: 299-306.
- OLIVEIRA, M.D. & CALIJURI, M.C. 1995. Structure of the phytoplankton community in the Lobo Reservoir (SP): a comparison among the different compartments of the reservoir: rivers, transition areas and reservoir. **An. Acad. Bras. Ci.** v. 67, n. 5, p: 369-379.
- PIMENTEL GOMES, F. 1990. **Curso de estatística experimental**. 12. ed. São Paulo: Nobel. 467p.
- ROCHA, A.A., BRANCO, S.M.; KAWAI, H. & FUKUDA, F. 1971. Estudo das condições sanitárias da Represa de Americana. **Revta D.A.E.** v. 31, n. 79, p: 369-378.
- SWEERTS, J.P.R.A.; BÄR-GILISSEN, M.J.; CORNELESE, A.A. & CAPPENBERG, T.E. 1991. Oxygen-consuming processes at the profundal and littoral sediment-water interface of a small meso-eutrophic lake (Lake Vechten, The Netherlands). **Limnol. Oceanogr.** v. 36, n. 6, p: 1124-1133.
- SOUZA, R.C.R. 2000. **Dinâmica espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica de um reservatório hipereutrófico: Salto Grande (Americana, São Paulo)**. Tese (Doutorado). Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 159p.

- STRICKLAND, J.D. & PARSONS, T.R. 1960. A manual of sea water analysis. **Bull. Fish. Res. Bel. Can.** v. 25, p: 1-185.
- TEXEIRA, C.; TUNDISI, J.G. & KUNTER, M.B. 1965. Plankton studies in a mangrove II: the standing stock and some ecological factors. **Bolm. Inst. Oceanogr.** v. 24, p: 23-41.
- THORNTON, W.K. 1990. Perspectives on reservoir limnology. In THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L. & PAYNE F.E. (eds) **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. Jonh Wiley & Sons, New York, pp 1-13.
- TOWNSEND, S.A. 1999. The seasonal pattern of dissolved oxygen, and hypolimnetic deoxygenation, in two tropical Australian reservoirs. **Lakes & reservoirs: research and ranagement.** v. 4, p: 41–53.
- TYRE, A.J.; POSSINGHAM, H.P. & BULL, C.M. 1997. Characteristic scales in ecology: fact, fiction or futility. In: KLOMP, N.I. & LUNT, I.D (eds). **Frontiers in ecology: building the links**. Elsevier Science, Oxford. p: 1-12.
- TUNDISI, J.G. 1977. **Produção primária, "Standing-Stock", fracionamento do fitoplankton e fatores ecológicos em ecossistemas lacustre artificial (Represa do Broa, São Carlos)**. Tese (Livre Docência) - Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 407p
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T.. 1995. The Lobo-Broa ecosystem research. In TUNDISI, J. G., BICUDO, C. E. M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds.), **Limnology in Brazil**. Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, pp. 219-244.
- VALENTIN, J.L. 2000. **Ecologia numérica. Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Editora Interciência. Rio de Janeiro. 117p.
- WEBSTER, J.R.; MULHOLLAND, P.J.; TANK, J.L.; VALETT, H.M.; DODDS W.K.; PETERSON B.J.; BOWDEN, W.B.; DAHM, C.D; FINDLAY, S.; GREGORY, S.V.; GRIMM, N.B.; HAMILTON, S.K.; JOHNSON, S.L.; MARTI, E.; MCDOWELL , W.H.; MEYER, J.L.; MORRALL, D.D.; THOMAS, S.A. & WOLLHEIM, W.M. 2003. Factors affecting ammonium uptake in streams – an inter-biome perspective. **Freshwater Biology.** v. 48, p: 1329–1352.

WETZEL, R.G. 1983. **Limnologia**. 2º ed. Fundação Caluste Gulbenkian. 919p.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. 1991. **Limnological Analysis**. 2º ed. Springer-Verlag. 391p.

ZANATA, L. H. & ESPÍNDOLA, E. L. G. 2002. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. **Braz. J. Biol.** v. 62, n. 2, p: 347-361.

5. COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

5.1. INTRODUÇÃO

A produtividade e biomassa da comunidade fitoplanctônica em reservatórios são dependentes de uma série de fatores físicos, químicos e biológicos interrelacionados, que são, por sua vez, uma função dos regimes climáticos e hidrológicos, do tamanho e morfometria dos sistemas, natureza e volume da vazão afluyente e efluente além da estrutura da teia alimentar. Mudanças longitudinais na morfologia do reservatório e do tempo de retenção resultam em diferenças no fluxo, na profundidade de mistura, na concentração de material em suspensão e nutrientes e na disponibilidade de luz (KIMMEL *et al*, 1990).

Estes gradientes nas condições ambientais do sistema se interrelacionam com a comunidade fitoplanctônica. Vários pesquisadores têm tratado da influência da distribuição dos nutrientes na produtividade e composição da comunidade fitoplanctônica (DUARTE *et al*, 1992; NASELLI-FLORES & BARONE, 1998, ROJO *et al*, 2000), assim como da influência da estrutura física do sistema (MACINTYRE, 1993; VERSCHUREN, 1999).

Entre todos os possíveis fatores que podem alterar a estrutura da comunidade, a estabilidade física do ecossistema parece ser hierarquicamente mais importante. Vários autores afirmam que em condições de mistura turbulenta, outros fatores como, disponibilidade de nutrientes e interações da comunidade (predação e competição), perdem o sentido (HARRIS, 1986).

A comunidade fitoplanctônica está sujeita a grande variabilidade temporal e heterogeneidade espacial, resultantes das interações de variáveis físicas, químicas e biológicas. A dinâmica e a estrutura desta comunidade são respostas a esta variabilidade ambiental. E esta comunidade exerce importância fundamental no metabolismo dos sistemas aquáticos (CALIJURI, 1999; CALIJURI *et al*, 2002).

5.2. OBJETIVOS

- ✓ Identificar o padrão de variação temporal e heterogeneidade espacial da produtividade, biomassa e composição da comunidade fitoplanctônica, nos dois reservatórios com diferentes graus de trofia.

- ✓ Determinar os fatores responsáveis pela variação temporal e heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica nos dois reservatórios.

5.3. MATERIAL E MÉTODOS

A análise da comunidade fitoplanctônica foi realizada através dos seguintes métodos:

- a) Determinação da biomassa fitoplanctônica através da concentração de clorofila e biovolume.
- b) Determinação da estrutura da comunidade fitoplanctônica através de identificação de espécies e densidade de indivíduos.
- c) Determinação da produtividade primária da comunidade fitoplanctônica através do método do ^{14}C .

5.3.1 Estações de Coleta

As amostras para a caracterização da comunidade fitoplanctônica e para a determinação da clorofila foram nos mesmos 20 pontos no reservatório de Salto Grande e 19 no reservatório do Lobo, de onde foram retiradas as amostras para a determinação dos nutrientes totais e dissolvidos, e material em suspensão (Capítulo 4).

As coletas foram feitas na sub-superfície do reservatório, sempre no período da manhã (entre 8 e 11 horas). As amostras de fitoplâncton total, acondicionadas em frascos de vidro neutros e fixadas com lugol acético, foram guardadas protegidas da luz e variações de temperatura até o momento da contagem.

Para a determinação da produção primária foram coletadas amostras de sete pontos do reservatório em cada um dos reservatórios, em cada dia de amostragem. As estações foram escolhidas levando em consideração o eixo longitudinal do reservatório e as variações locais.

5.3.2 Comunidade fitoplanctônica

Para a identificação do fitoplâncton foram utilizadas as chaves de classificação e identificação de SMITH (1920; 1950), PRESCOTT (1962; 1978), BOURRELLY (1966; 1968; 1970), BICUDO & BICUDO (1970), PARRA *et al.* (1981, 1982, 1983a, 1983b), BICUDO & AZEVEDO, (1977); PARRA *et al.* (1982), PARRA *et al.* (1983); PARRA *et al.*, (1981); ANAGNOSTIDIS & KOMAREK, (1988, 1990), KOMAREK & ANAGNOSTIDIS, (1986, 1989, 1999); KOMAREK & FOTT, (1983).

A análise quantitativa do fitoplâncton foi feita utilizando-se o método de sedimentação de UTHERMÖHL (1958) conforme descrito em WETZEL & LIKENS (1991).

Foram estabelecidos 150 campos de contagem ou 100 indivíduos da espécie mais freqüente. O número de indivíduos por unidade de volume foi calculado segundo WETZEL & LIKENS (1991), sendo a unidade fundamental de contagem o campo do microscópio.

Para a contagem do fitoplâncton, foi considerado como um indivíduo:

- organismos unicelulares
- filamentos de diatomáceas
- colônias de clorofíceas
- colônias e filamentos de cianofíceas.

No caso específico de *Microcystis aeruginosa* foram também contadas as células isoladas.

A densidade dos organismos fitoplanctônicos foi calculada segundo os critérios descritos em APHA (1985).

5.3.3 Tamanho e volume das células fitoplanctônicas

O tamanho e volume das células fitoplanctônicas foram determinados utilizando a forma geométrica aproximada de cada espécie, segundo técnica descrita em WETZEL & LIKENS (1991).

Foram medidos no mínimo 30 e no máximo 50 indivíduos das espécies mais freqüentes por amostra. Nas espécies raras a medida foi efetuada em todos os indivíduos que apareceram na contagem.

5.3.4 Clorofila a

Para a determinação de clorofila a as amostras trazidas do campo foram filtradas no laboratório (réplicas de 0,5 litros) utilizando-se filtros Whatmann GF/C. Após a filtração, os filtros foram acondicionados em envelopes de papel e frascos âmbar contendo silica-gel e mantidos no freezer até o dia anterior à extração, quando então foram transferidos à geladeira.

A determinação foi feita através da metodologia da acetona a frio descrita por ARAR (1997) segundo os critérios determinados em DOS SANTOS *et al* (2003).

5.3.5 Produção primária do fitoplâncton

Para a determinação da produção primária do fitoplâncton foi utilizado método de ^{14}C que segue os procedimentos desenvolvidos por STEEMANN-NIELSEN (1952). As etapas seguidas estão descritas em CALIJURI (1985).

As amostras da superfície foram transferidas para frascos de vidro transparentes tipo Jenna, de 70 ml de capacidade e com 98% de transparência. Foi utilizada a técnica dos frascos claros e escuros. Em cada frasco foi adicionado 1 mL de $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ com atividade equivalente a 5 μCi . A incubação foi feita em caixa incubadora durante 4 horas.

Após o período de incubação procedeu-se a filtragem em filtros Millipore HA. O volume filtrado variou entre 10 e 15 ml. Os filtros foram então acondicionados e transportados, para frascos plásticos os quais foram dissolvidos e a radioatividade foi quantificada em um citilador Beckman mod. L.S.100.

Para os cálculos finais de carbono assimilado, foram usadas as equações de Gargas descrita em CALIJURI (1988).

5.3.6 Diversidade e abundância relativa

Foi calculada a diversidade de táxons através do biovolume das espécies utilizando-se o índice de Shannon .

O Índice de Shannon foi proposto por SHANNON & WEAVER (1949) e assume que uma amostra aleatória tomada a partir de uma grande população, e

que todas as espécies da população estão presentes na amostra (MAGURRAN, 1988).

A abundância relativa foi estimada considerando-se o número de indivíduos em relação ao total de indivíduos.

Os grupos de abundância entre 50 e 100% foram considerados dominantes, entre 30 e 49% abundantes, entre 10 e 29% comuns, entre 1 e 9% ocasionais e menores que 1% raros (McCULLOUGH & JACKSON, 1985).

5.3.7 Análise estatística dos resultados

Além dos métodos já utilizados para identificar os padrões de variação dos recursos nos dois reservatórios, descritos no Capítulo 4, Coeficiente de Variação, Relação Variância/Média e Análise de agrupamentos, dois outros métodos estatísticos foram utilizados:

1. Cálculo do Coeficiente de correlação de Pearson, foi utilizado para identificar o grau de associação entre as variáveis biológicas e físicas e químicas.
2. Análise de Componentes Principais: método de ordenação que permitiu identificar as semelhanças entre os diversos componentes ambientais (VALENTIN, 2000)

5.4. RESULTADOS

5.4.1 Composição da Comunidade

No reservatório de Salto Grande foram encontrados 195 taxons, sendo que destes 37 pertencem a Cyanophyceae, 25 a Bacillariophyceae, 99 são Chlorophyceae, 5 Cryptophyceae, 5 Chrysophyceae, 15 Euglenophyceae, 3 Dinophyceae e 5 Xanthophyceae.

No reservatório do Lobo foram encontrados 181 taxa, sendo 17 pertencentes a Cyanophyceae, 48 a Bacillariophyceae, 91 a Chlorophyceae, 5 a Cryptophyceae, 7 a Chrysophyceae, 6 a Euglenophyceae, 5 a Dinophyceae e 2 a Xanthophyceae.

Cerca de 24% das espécies foram comuns aos dois reservatórios. A principal diferença na composição dos dois reservatórios é uma maior riqueza de espécies de Cyanophyceae em Salto Grande e uma maior riqueza de espécies de Bacillariophyceae no reservatório do Lobo (Tabela 5.1)

Tabela 5.1. Taxa identificados nos reservatórios: de Salto Grandes (SG) e Lobo (LB), nos períodos de amostragens.

Cyanophyceae	SG	LB
<i>Anabaena cf. smithii</i> (Kom.) M. Watanabe		
<i>Anabaena circinalis</i> Rabenh. Ex Born et Flah.		
<i>Anabaena crassa</i> (Lemm.) Kom.-Legn et Cromb.		
<i>Anabaena</i> sp		
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W et G.S West		
<i>Aphanocapsa elachista</i> Nägeli		
<i>Aphanocapsa rivularis</i> (Carm.) Rebenhorst		
<i>Aphanothece</i> sp.		
<i>Aphanothece nidulans</i>		
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli		
<i>Chroococcus minor</i> (Kützing) Nägeli		
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli		
<i>Chroococcus</i> sp.		
<i>Coelosphaerium evidenter marginatus</i> Azevedo et Sant'Anna		
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli		
<i>Coelosphaerium punctiferum</i> Nägeli		
<i>Cyanodictyon planctonicum</i> Meyer		
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seenaya et Subba Raju		
<i>Gloeocapsa</i> sp.		
<i>Gloeotrichia</i> sp1 Agardh		
<i>Limnothrix planctonica</i> (Wolosz.)		
<i>Limnothrix</i> sp. Meffert		
<i>Lyngbya hieronymusii</i> Lemmermann		
<i>Lyngbya limnetica</i>		
<i>Merismopedia insignis</i>		
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann		
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing		
<i>Microcystis cf. lamelliformis</i> Holsinger		
<i>Microcystis protocystis</i> Crow		
<i>Oscillatoria tenuis</i> Rabenhorst		
<i>Oscillatoria</i> sp1 Vaucher		
<i>Oscillatoria</i> sp2 Vaucher		
<i>Planktothrix mougeotii</i> (Bory ex Gom)		
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterberbonii		

Pseudanabaena mucicola (Huber-Pestalozzi & Naumann) Bourrelly
Rabdogloea smithii (R. et F. Chodat) Komárek
Radiocystis fernandoi Komárek & Komarková
Radiocystis geminata Skuja
Romeria okensis Koezwara ex Geitler
Snowella lacustris (Chodat) Komárek et Hindak
Spirulina sp.
Synechococcus elongatus (Nägeli) Nägeli
Synechococcus sp. (Nägeli) Nägeli
Synechocystis sp. Sauvagean
Trychonema cf. bourrelly Lund

Chlorophyceae

SG LB

Acantosphaera zachariasii Lemm.
Actinastrum aciculare Playf.
Actinastrum hantzschii Lagerh.
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs
Ankistrodesmus fusiformes Corda
Ankistrodesmus gracilis (reinsch) Kors.
Ankyra judayi (G.M. Smith) Fott
Arthrodesmus incus (Brebisson)
Asterococcus limnéticus G.M. Smith, 1918
Botryococcus braunii Kützing
Carteria sp. Diesing, 1866
Chlamydomonas angulosa
Chlamydomonas cylindrica Chodat.
Chlamydomonas sp1
Chlorella sp.
Chlorella vulgaris Beij.
Chlorococcum sp. Meneghini
Chlorolobium minutum (Nag.) Kom-Legn., 1969
Closteriopsis longissima (Lemm.) Lemm.
Closteriopsis sp. (Lemm.) Lemm. In Brunnth
Closterium cf. *abruptum* West
Closterium aciculare Tuffen West
Closterium ceratium
Closterium acutum
Closterium itanagrense
Coelastrum cambricum Arch. 1868
Coelastrum microporum Näg. In A.BR
Coelastrum reticulatum (Dang.) Seun
Coenochloris hindakii Komarek
Cosmarium sp Corda
Cosmarium majae
Cosmarium ornatum

Cosmarium quadratum Ralfs
Coenochloris sp.
Crucigenia fenestrata (Schmidle) Schmidle
Crucigenia quadrata Morr.
Crucigenia tetrapedia (Kirchn.) W. & G.S. West
Crucigeniella crucifera (Wolle) Kom.
Crucigeniella retangularis
Crucigeniella sp. Lemm.
Dictyosphaerium ehrebergianum Näg.
Dictyosphaerium pulchellum Wood
Dictyosphaerium tetrachotomum Printz var. fallax Komárek
Didymocystis fina Komárek
Didymocystis planktonica Kors
Dimorphococcus lunatus A.BR.
Elakatothrix sp.
Eudorina elegans Ehrenberg
Euastrum binale (Turp.- Ehreimb.)
Eutetramorus fottii (Hind.) Kom
Eutetramorus sp. Walton
Fluitomonas minuta Sku. Ex. C. Bic.
Franceia sp.
Golenkinia radiata Chordat
Gonium multicoccum Pecock.
Heleococcus muciculus Kors, 1953.
Keratococcus bicaudatus (A.BR.) Boye-Pet.
Kirchneriella contorta (Schmidle) Bohl.
Kirchneriella obesa (W. West) Schmidle
Kirchneriella lunaris (Kirchin) Moeb, 1894
Lagerheimia sp. Chodat
Micractinium pusillum Fresenius
Monoraphidium arcuatum (Lorsikov) Hindák
Monoraphidium circinale (Nyg.) Nyg.
Monoraphidium contortum (Thur.) Komárek-Legn
Monoraphidium griffithii (Berk.) Komarek – Legn.
Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárek – Legn.
Monoraphidium nanum (Ettl) Hindák
Monoraphidium tortile (W. & G.S West) Komárek – Legn.
Mougeotia sp. Agardh 1824
Nephrocytium agardhianum Nägeli
Oedogonium sp1 Link 1820
Oocystis borgei Snow
Oocystis lacustris Chod.
Oocystis marsonii Lemmermann
Oocystis solitaria Wittr. In Wittr. Et Nordst.

Pandorina morum (O.F. Mueller) Bory
Paradoxia multiseta Svir.
Pediastrum biradiatum Meyen var. *longecornutum* Gutw.
Pediastrum duplex Meyen
Pediastrum simplex Meyen
Pediastrum tetras (Ehremb.) Ralfs
Pedinomonas sp Korschikoff 1923
Penium sp De Brebisson
Physolinum sp Printz, 1921
Planktosphaeria sp. G.M. Smith
Polyedropsis spinulosa (Schmidle) Schmidle
Psedoquadrigula sp Lacoste de Diaz, 1973.
Quadrigula closterioides (Bohl.) Printz, 1915
Radiococcus planktonicus Lund
Scenedesmus acuminaus (Lagerh.) Chodat.
Scenedesmus armatus Chod. 1913
Scenedesmus bicaudatus Dedusenko
Scenedesmus bijugatus Kützing
Scenedesmus brasiliensis Bohl.
Scenedesmus denticulatus Lagerh.
Scenedesmus dimorphus (Turp.) Kützing
Scenedesmus dispar (Bréb.) Rabenh.)
Scenedesmus ecornis Meyen
Scenedesmus heteracanthus Guerr.
Scenedesmus granulatus W. & G.S. West. 1897
Scenedesmus longspina chodat, 1913
Scenedesmus magnus Meyen
Scenedesmus opoliensis var, *mononensis* Chod.
Scenedesmus producto-caitatus Schmula
Scenedesmus protuberans Fritsch, 1927.
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Bréb.
Scenedesmus quadrispina Chod.
Schroederia antillarum Komárek
Schroederia setigera (Schmd.) Lemm.
Schoederia planconica (Skuja) Philipose 1967
Sphaerocystis planctonica (Kors) Bourrelly
Sphaerocystis schroeteri Chodat
Spirogyra sp. Link 1820
Staurostrum aciculiferum West.
Staurostrum leptocladum Nordstedt
Staurostrum gracillimum Bohlin
Staurostrum sp2 Meyen
Staurostrum sp3 Meyen
Staurostrum paradoxum Meyen

<i>Staurastrum pseudoasebaldi</i> Meyen		
<i>Staurastrum vestitum</i> Ralfs		
<i>Staurodesmus brevispina</i> (Brebisson)		
<i>Staurodesmus clepsidra</i>		
<i>Staurodesmus glaber</i> (ehr.) Teil. Var. limnophilus		
<i>Staurodesmus mamillatus</i> (Nordst.) Teil. Var. mamillatus		
<i>Staurodesmus phimus</i> (Turn.) Thom. Var. robustas Teil.		
<i>Staurodesmus triangulares</i>		
<i>Stichococcus</i> sp Nageli, 1849.		
<i>Tetmemorus brebissonii</i>		
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.		
<i>Tetraedron gracile</i> (Reinsh) Hansgirg		
<i>Tetraedron limneticum</i> Borge		
<i>Tetraedron minimum</i> (A.BR.) Hansg.		
<i>Tetratrum punctatum</i> (Schmidle) Ahlstr. Et Tiff		
<i>Trebouxia</i> sp Puymaly, 1924		
<i>Ulotrix</i> sp1Kutzing		
<i>Ulotrix</i> sp2 Kutzing		
<i>Westella botryoides</i> (W. West) De-Wild		
Bacillariophyceae	SG	LB
<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Simonsen		
<i>Achnantes exigua</i> Grunow		
<i>Achnanthes impexa</i> Lange-Bertalot		
<i>Achnantes minutissima</i> Kützing		
<i>Achnantes</i> sp. Kützing		
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing		
<i>Amphora ovalis</i> Kutzing		
<i>Amphora ovalis</i> var. <i>affines</i> (Kuetz) van Heurck ex De Toni		
<i>Anomoeneis</i> sp Piftzer 1871		
<i>Anomoeneis sphaerophora</i> (Kuetz)		
<i>Atephanodiscus</i> sp. Ehrenberg		
<i>Asterionella formosa</i> Hassal (Patrick and Reiner)		
<i>Asterionella</i> sp1 Hassal		
<i>Aulacoseira distans</i> var. <i>distans</i> (Ehr.) Simonsen 1979		
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehr.) Simonsen 1980		
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Ehr.) Ralfs. O. Mueller		
<i>Aulacoseira herzogii</i> Lemmermann		
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen		
<i>Bacillaria</i> sp Gmellin		
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg		
<i>Coscinodiscus</i> sp.		
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing		
<i>Cyclotella</i> sp. Kützing		
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve et Grunow (in Van Heurck)		

<i>Cymbella naviculiformis</i> Auersw.Cleve 1894		
<i>Cymbella pusilla</i> (Grunow)		
<i>Cymbella tumida</i> (Breb. Ex Kuetz.) van Heurck		
<i>Cymbella</i> sp. Grunow		
<i>Epithemia</i> sp Brebissom		
<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i> Lange-Bertalot & Norpel		
<i>Eunotia denticulata</i> (Brebisson) Rabenhorst		
<i>Eunotia paludosa</i> Grunow		
<i>Eunotia silvahercynia</i> Norpel, Van Sull & Lange-Bertalot		
<i>Eunotia triodon</i> (Ehr.)		
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Hustedt 1951		
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton (Hust. 1930)		
<i>Fragilaria virecens</i> Ralfs 1843		
<i>Fragilaria ulna</i> (Lange-Bertalot)		
<i>Frustulia crassinervia</i> (Breisson) ex Wm Smith Costa 1995		
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toi		
<i>Navicula capitata</i> (Ehr.) var hungarica (Grun.)		
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot		
<i>Navicula exigua</i> (gregory) Muller		
<i>Navicula rynchocephala</i> Kutzing		
<i>Navicula schroeteri</i> Meister		
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg		
<i>Neidium</i> sp Pfitzer 1871		
<i>Nitzschia</i> sp Hassal 1845		
<i>Nitzschia tumida</i> (Breb. Ex. Kuetz.) van Heurck		
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.		
<i>Pinnularia gentilis</i> (Donk.) Cleve		
<i>Pinnularia interrupta</i> W. Smith		
<i>Pleurosigma</i> sp W. Smith 1852		
<i>Rhizolenia longiseta</i> Zacharias		
<i>Rhizosolenia</i> sp.		
<i>Suriella biseriata</i> Brébisson		
<i>Suriella linearis</i> var. <i>constricta</i> (Ehr.) Grunow		
<i>Synedra acus</i> (Kuetzing)		
<i>Synedra ulna</i> (Nitz.) Ehr. (Patrick and Reiner 1966)		
<i>Tabellaria fenestrata</i> var. <i>intermedia</i> Grunow		
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Rabh.) Kutzing (Sippen Konplex)		
Cryptophyceae	SG	LB
<i>Chroomonas nordstedii</i> Hansgirg		
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bicudo et Bicudo		
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenberg emend. Penard. 1921.		
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg		
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i> Skuja		
<i>Cryptomonas obovata</i> Pascher		

<i>Cryptomonas platyuris</i> Skuja 1948 Ehremberg 1948		
<i>Rhodomonas lacustris</i>		
Crysohyceae	SG	LB
<i>Chrysococcus</i> sp. Klebs.		
<i>Dinobryon divergens</i> Imhoff		
<i>Dynobryon bavaricum</i> var. <i>medium</i> (Lemmermann) Krieger		
<i>Dynobryon tabellarie</i>		
<i>Dynobryon</i> sp1		
<i>Mallomonas</i> sp1. Oerty		
<i>Mallomonas papillosa</i> Oerty		
<i>Mallomonas elliptica</i> Oerty		
<i>Synura</i> cf. <i>petersenii</i> Korsikov		
Euglenophyceae	SG	LB
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg		
<i>Euglena ehrenbergii</i> Klebs		
<i>Euglena</i> sp (Ehr.)		
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann		
<i>Lepocinclis</i> sp. (Ehr.)		
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin		
<i>Phacus</i> sp. (Ehr)		
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortzov		
<i>Strombomonas</i> sp.		
<i>Trachelomonas bacillifera</i> Playfair		
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein emend. Deflandre		
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>verrucosa</i>		
<i>Trachelomonas</i> sp. Deflandre, 1930		
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg		
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>		
Dinophyceae	SG	LB
<i>Gonyaulax</i> sp. Kofoid 1911		
<i>Perydinium</i> sp Ehremberg 1822		
<i>Perydinium gatunense</i> Nygaard		
<i>Perydinium rotundata</i>		
<i>Perydinium volzii</i> Lemmermann		
Xanthophyceae	SG	LB
<i>Goniochloris mutica</i> (A. Braun) Lemmermann		
<i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nägeli) Skuja		
<i>Tetradella spinigera</i> Skuja		
<i>Tetraplektron</i> sp Fott		
<i>Tetraplektron torsum</i> (Skuja) Dedusenko		

5.4.2 Densidade e abundância relativa

A densidade (org.mL^{-1}) dos organismos fitoplanctônicos no reservatório de Salto Grande foi maior em outubro de 1999 (média de $2,8 \times 10^4 \text{ org.mL}^{-1}$ e máximo de $8,8 \times 10^4 \text{ org.mL}^{-1}$). A menor densidade média foi observada em janeiro de 2000 ($0,6 \times 10^4 \text{ org.mL}^{-1}$).

Nesse reservatório a variação espacial foi maior que a diária em todos os períodos, e maior que a sazonal em janeiro, abril e julho (Tabela 5.2).

Em outubro de 1999, no reservatório de Salto Grande, a maior densidade média foi observada na transecção 3, em janeiro e abril de 2000, a densidade da comunidade fitoplanctônica foi maior nas transecções 1 e 2 próximas à barragem; e em julho as maiores densidades foram observadas na transecção 5 (Figura 5.1).

Cyanophyceae foi o grupo dominante no reservatório de Salto Grande, levando-se em conta a densidade dos organismos, principalmente nas transecções 1 e 2. A partir da transecção 3 a abundância relativa das Cyanophyceae diminuiu e o predomínio passou a ser Chlorophyceae, nas transecções 4 e 5 (Figura 5.2).

O taxon predominante de Cyanophyceae no reservatório de Salto Grande foi *Microcystis* sp. (células livres) principalmente nas transecções 1 e 2. Em outubro de 1999, células livres de *Microcystis* sp foram equivalentes a 60% de toda a comunidade nessas duas transecções. Nas transecções 3 e 4, *Actinastrum hantzchii* e *Aulacoseira granulata* tiveram suas maiores abundâncias (19 e 21% respectivamente). Na transecção 5, as mais abundantes foram *Clamydomonas cilíndrica* e *Chlorella vulgares*.

Em janeiro de 2000, células livres de *Microcystis* sp (21%) e *Anabaena circinalis* (cerca de 35%) foram os taxa mais abundantes nas transecções 1 e 2. Nas transecções 3 e 4, *Ankyra juday* (13%) e *Schorederia antillarum* (15%), passaram a ser as mais abundantes junto com as células livres de *Microcystis* sp. (16%). Na transecção 5, *Aulacoseira granulata* (19%) e *Chlamydomonas cilíndrica* (11%) foram as mais abundantes.

Microcystis sp (células livres) foi o taxon mais abundante nas transecções de 1 a 4 (57%, 55%, 41% e 40% respectivamente) em abril de 2000. Nas transecções 1 e 2 destacou-se também colônia de *Microcystis aeruginosa* (cerca

de 15%). Nas transecções 3 e 4, o segundo taxon mais abundante foi *Schorederia antillarum*, com 24% da comunidade. Na transecção 5 novamente a espécie mais abundante foi *Chlamydomonas cilíndrica*, compondo 38% da comunidade.

Em julho de 2000, as transecções de 1 a 4 foram compostas predominantemente por células livres de *Microcystis* sp (cerca de 40% da comunidade), colônias de *Microcystis aeruginosa* (13%) e *Anabaena circinalis* (8%). *Chlamydomonas cilíndrica* continuou sendo a espécie predominante na transecção 5 (43%).

A distribuição dos taxa mais abundantes nos quatro períodos, no reservatório de Salto Grande pode ser observada na Figura 5.3.

No reservatório do Lobo, a maior densidade média foi observada em outubro de 1999 ($4,4 \times 10^4$ org.mL⁻¹) e a menor em junho de 2000 ($1,2 \times 10^4$ org.mL⁻¹). O coeficiente de variação sazonal foi maior que o espacial e diário em todos os meses, menos em junho de 1999, quando a variação espacial foi maior que a sazonal (Tabela 5.2).

A variação espacial da densidade (org.ml⁻¹) foi menor no reservatório do Lobo, se comparada ao do reservatório de Salto Grande. Em outubro de 1999 a densidade total da comunidade fitoplanctônica foi, relativamente, menos heterogênea em quase todo o reservatório do Lobo, com menor valor somente na transecção 5. A maior densidade foi observada na transecção 4.

Em janeiro e abril de 2000, as maiores densidades da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo foram observadas na transecção 5 e diminuiu em direção a barragem.

Em junho de 2000, novamente os valores de densidade foram menos heterogêneos com a maior densidade sendo observada na transecção 2.

Na Figura 5.4 são encontrados os valores médios por transecção e período estudado no reservatório do Lobo.

Os grupos fitoplanctônicos abundantes no reservatório do Lobo foram Cyanophyceae e Chlorophyceae, com pouca variação na composição entre as transecções, considerando-se a camada superficial da coluna d'água. As Bacillariophyceae foram abundante durante as coletas de janeiro de 2000 (Figura 5.5).

A espécie de Cyanophyceae abundante em todos os períodos no reservatório do Lobo foi *Aphanocapsa delicatissima*. Em outubro de 1999 esta espécie respondeu por 63% de toda a comunidade. Em janeiro, abril e junho de

2000, *A.delicatissima* respondeu por cerca de 40% da comunidade fitoplanctônica nesse reservatório.

Chlorella vulgares foi a segunda espécie mais abundante no reservatório do Lobo em outubro de 1999, abril e junho de 2000, variando de 14% a 23% do total da comunidade fitoplanctônica.

Em janeiro de 2000, as espécies mais abundantes, além de *A.delicatissima*, foram *Cyclotella stelligera* (16% a 23%) e *Coelastrum reticulatum* (8% a 12%). Contribuindo com cerca de 10% da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo, *C. reticulatum* foi a terceira espécie em abundância em abril de 2000.

Em junho de 2000, a terceira espécie em abundância foi *Aulacoseira granulata*, com cerca de 7% da comunidade fitoplanctônica na camada epilimnética do reservatório do Lobo (Figura 5.6).

Tabela 5.2. Densidade da comunidade fitoplanctônica e coeficiente de variação dos valores de densidade nos reservatórios de Salto Grande e Lobo.

	Densidade ($\times 10^4$ org.ml ⁻¹)			Coeficiente de Variação		
	Média	Máximo	Minimo	Espacial	Temporal	
Salto Grande					Diário	Sazonal
Outubro	2,8	8,8	0,6	55%	46%	67%
Janeiro	0,6	2,5	0,1	80%	39%	
Abril	1,9	6,7	0,3	77%	43%	
Julho	1,8	3,5	0,4	67%	39%	
Lobo						
Outubro	4,4	9,0	1,6	39%	33%	50%
Janeiro	2,6	5,3	0,5	34%	26%	
Abril	2,8	4,7	0,9	34%	31%	
Junho	1,2	3,0	0,2	55%	45%

Figura 5.1. Variação da densidade da comunidade fitoplanctônica (org.mL^{-1}) nas cinco transecções, nos quatro períodos amostrados, no reservatório de Salto Grande.

Figura 5.2. Abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos no reservatório de Salto Grande em outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000.

Figura 5.3. Abundância relativa dos taxa abundantes nas 5 transecções, nos quatro períodos de estudo, no reservatório de Salto Grande.

Figura 5.4. Variação da densidade da comunidade fitoplanctônica (org.ml^{-1}) nas cinco transecções, nos quatro períodos amostrados, no reservatório do Lobo.

Figura 5.5. Abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos no reservatório do Lobo em outubro de 1999, janeiro, abril e junho de 2000.

Figura 5.6. Abundância relativa dos taxa abundantes nas 5 transecções, nos quatro períodos de estudo, no reservatório do Lobo.

5.4.3 Biovolume

No reservatório de Salto Grande, o biovolume total da comunidade fitoplanctônica foi maior em julho de 2000 (média de $47,3 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e menor em janeiro (média de $8,1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$). O biovolume total foi maior nas transecções próximas à barragem (1 e 2), nos quatro períodos amostrados (Figura 5.7)

Cyanophyceae continuou sendo o grupo mais abundante, em biovolume, no reservatório de Salto Grande, principalmente nas transecções 1 e 2. Nas transecções 3 e 4, Bacillariophyceae foi abundante em outubro e janeiro, e Chlorophyceae e Cryptophyceae em abril, a densidade destes grupos aumenta e faz com que estes sejam mais abundantes que as Cyanophyceae no T5. Somente em julho de 2000 Cyanophyceae foi mais abundante em todo o reservatório, apesar de diminuição desta abundância em T5 (de cerca de 80% para 55% da comunidade) (Figura 5.8).

Em outubro de 1999, em Salto Grande, cerca de 70% do biovolume da comunidade fitoplanctônica, nas transecções 1 e 2, foi composto por três espécies de Cyanophyceae (*Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix mougeotti* e *Anabaena crassa*). A abundância relativa de *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena crassa* diminuíram gradativamente nas outras transecções, enquanto aumentou a abundância relativa da Bacillariophyceae *Aulacoseira granulata*. Nas transecções 4 e 5, *Aulacoseira granulata* foi a espécie mais abundante considerando-se o biovolume, com 40% e 38% respectivamente.

Microcystis aeruginosa, *Anabaena circinalis* e *Anabena crassa*, foram as três espécies abundantes nas transecções de 1 a 4 em janeiro de 2000 no reservatório de Salto Grande. Essa abundância diminuiu da barragem em direção ao rio Atibaia (quase 90% em T1 para cerca de 60% em T4). Na transecção 5, a espécie abundante foi *Aulacoseira granulata*, que contribuiu com 38% da comunidade.

Em abril de 2000, no reservatório de Salto Grande, *Microcystis aeruginosa*, foi a espécie mais abundante de T1 (92%) a T4 (64%). Em T5, a abundância relativa dessa espécie diminuiu e a comunidade foi composta por espécies comuns e raras, com pequenas abundâncias relativas. As espécies abundantes nesse ponto foram *Sphaerocystis planctonica* (26%), *Cryptomonas brasiliensis* (13%) e *Oocystis lacustris* (9%).

No inverno, julho de 2000, voltou a predominar no reservatório Cyanophyceae (*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena crassa* e *Anabaena circinalis*), da transecção 1 (75%) até a 5 (49%). *M. aeruginosa* foi mais abundante nas transecções 1 e 2 enquanto *A. crassa* foi abundante nas de 3 a 5.

Na Figura 5.9 pode ser observada a distribuição dos taxa abundantes, em biovolume, no reservatório de Salto Grande.

No reservatório do Lobo o biovolume da comunidade fitoplanctônica foi maior em janeiro de 2000 (média de $13,8 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$) e menor em junho de 2000 ($8,4 \text{ mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$). Os valores de biovolume observados nas transecções próximas à barragem (1 e 2), foram menores do que os encontrados na entrada dos rios Itaqueri e Lobo (Figura 5.10).

Em outubro de 1999, na transecção 1 do reservatório do Lobo o grupo mais abundante em biovolume foi Chlorophyceae (46%). Nas transecções 2 e 3 o grupo abundante foi Dinophyceae (37%), e na transecção 4, Chlorophyceae, Dinophyceae e Bacillariophyceae contribuíram cada uma com cerca de 25% do biovolume da comunidade fitoplanctônica. Na transecção 5, Chlorophyceae (37%) e Bacillariophyceae (34%) foram as mais abundantes.

Chlorophyceae foi o grupo abundante, no reservatório do Lobo, em janeiro de 2000, com abundância relativa variando de 78% a 59%.

Em abril de 2000, Chlorophyceae continuou sendo mais abundante no reservatório, contribuindo com cerca de 56% do biovolume da comunidade nas transecções de 1 a 4. Na transecção 5 a abundância relativa de Chlorophyceae diminuiu e aumentaram as de Bacillariophyceae e Dinophyceae.

Bacillariophyceae foi o grupo mais abundante, em biovolume, em junho de 2000, no reservatório do Lobo, contribuindo com cerca de 60% da comunidade, em todo o reservatório. O segundo mais abundante foi Chlorophyceae, com cerca de 20% do biovolume (Figura 5.11).

Apesar da grande abundância de Chlorophyceae na transecção 1 do reservatório do Lobo em outubro de 1999, a espécie que mais contribuiu para o biovolume nessa região foi *Aphanocapsa delicatissima*. Nas transecções 2 e 3 a espécie mais abundante em biovolume foi *Perydinium gatunesis* com 27% e 22% da comunidade, respectivamente. Na transecção 5, a espécie mais abundante foi *Aulacoseira granulata* (27%).

Em janeiro de 2000, as espécies mais abundantes foram *Spaerocystis planctonica* (média de 28%) e *Coelastrum reticulatum* (21%) em todas as transecções.

Coelastrum reticulatum foi a espécie que mais contribuiu para o biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório do Lobo, em abril de 2000. Ela é mais abundante em todas as transecções com porcentagens que variaram de 40% a 24%.

Em junho de 2000, *Aulacoseira granulata* foi a espécie abundante em todo o reservatório do Lobo, com abundâncias relativas que variam de 58% na transecção 2 a 32% na transecção 5 (Figura 5.12).

Figura 5.7. Valores médios de biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório de Salto Grande, nas 5 transecções nos períodos de amostragem

Figura 5.8. Distribuição da abundância relativa por biovolume, dos grupos da comunidade fitoplanctônica na camada superficial do reservatório de Salto Grande.

Figura 5.9. Distribuição das espécies mais abundantes, por biovolume, na camada superficial do reservatório de Salto Grande, nos quatro períodos estudados.

Figura 5.10. Valores médios de biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório do Lobo, nas 5 transecções nos períodos de amostragem.

Figura 5.11. Distribuição da abundância relativa, por biovolume, dos grupos da comunidade fitoplanctônica na camada superficial do reservatório do Lobo.

Figura 5.12. Distribuição das espécies abundantes, por biovolume, na camada superficial do reservatório do Lobo, nos quatro períodos estudados.

5.4.4 Concentração de Clorofila a

As menores concentrações médias de clorofila a no reservatório de Salto Grande, foram observadas em janeiro de 2000 ($13,2 \mu\text{g.L}^{-1}$), e as maiores em outubro e julho ($39,4$ e $39,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente). A maior concentração observada ($127,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) ocorreu em julho de 2000 e a menor ($1,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) em janeiro de 2000.

Em outubro de 1999, no reservatório de Salto Grande, as maiores concentrações de clorofila a foram encontradas na trasecção 3. Em janeiro e abril de 2000, as maiores concentrações foram observadas na transecção 2 e em julho de 2000 na 4.

A variação espacial dos dados de clorofila a foi maior que a variação na escala diária, nos quatro períodos estudados no reservatório de Salto Grande. Porém, a média da variação espacial para os quatro períodos foi menor que a da variação sazonal (Tabela 5.3).

Tabela 5.3. Coeficientes de variação (%) nas três escalas, da concentração de clorofila nos dois ambientes, reservatório do Lobo e reservatório de Salto Grande.

	Lobo	S.Gde
Temporal - diário		
Outubro	15,1	22,1
Janeiro	10,4	48,7
Abril	18,1	50,7
Junho	12,6	36,8
Média	14,1	39,5
Temporal - sazonal		
	17,7	77,8
Espacial		
Outubro	17,7	35,4
Janeiro	22,3	93,9
Abril	21,3	101,5
Junho	24,2	40,5
Média	21,4	67,8

Na Tabela 5.4 estão os valores da relação variância/média para os dados de clorofila. No reservatório de Salto Grande, em todos os períodos, a clorofila a teve uma distribuição bastante agregada, sendo que o período de maior agregação foi abril de 2000 e o de menor foram outubro de 1999 e junho de 2000.

Na Figura 5.13 encontra-se a heterogeneidade espacial e variabilidade temporal das concentrações de clorofila a no reservatório de Salto Grande.

As maiores concentrações médias de clorofila a no reservatório do Lobo, foram observadas nos meses de outubro de 1999 e junho de 2000 (11,2 e 10,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente). A maior concentração foi 18,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$, obtida em outubro e a menor, 5,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ocorreu em abril de 2000.

As maiores concentrações de clorofila a no reservatório do Lobo ocorreram nas transecções 4 e 5, próximas à entrada dos rios Itaqueri e Lobo.

O Coeficiente de variação espacial foi maior que o calculado para as escalas diárias e sazonal (Tabela 5.3). Apesar disso, o cálculo da relação variância/média mostrou que os dados de clorofila a no reservatório do Lobo apresentou uma distribuição uniforme (Tabela 5.4).

Tabela 5.4. Relação variância/média para a concentração de clorofila, nos quatro períodos amostrados nos dois ambientes, reservatório do Lobo e reservatório de Salto Grande.

	Lobo	S.Gde
Outubro	0,24	3,30
Janeiro	0,41	5,94
Abril	0,18	12,95
Junho	0,41	2,67
Média	0,31	6,22

Figura 5.13. Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal das concentrações de Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), no reservatório de Salto Grande, nos períodos de estudo.

Figura 5.14. Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal das concentrações de Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), no reservatório do Lobo, nos períodos de estudo.

5.4.5 Diversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica

No reservatório de Salto Grande, o menor índice de diversidade de espécies, calculado pela abundância do biovolume, foi observado em abril de 2000 (média de $2.1 \text{ bits.org}^{-1}$), e o maior foi observado em outubro de 1999

(média 3,3 bits.org⁻¹). Na Figura 5.15 encontra-se a distribuição da diversidade de espécies (média por transecção), nos quatro períodos estudados.

No reservatório do Lobo, a maior média de diversidade de espécies foi observada em outubro de 1999 (4,0 bits.org⁻¹) e a menor foi observada em julho de 2000 (3,6 bits.org⁻¹) (Figura 5.16).

As variações espacial e sazonal dos valores de diversidade de espécie no reservatório do Lobo, foram pequenas (4% de variação espacial e 5% de variação sazonal).

Figura 5.15. Variação da diversidade de espécies (índice de Shannon), calculada a partir dos valores de biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório de Salto Grande, nos quatro períodos estudados.

Figura 5.16. Variação da diversidade de espécies (índice de Shannon), calculada a partir dos valores de biovolume da comunidade fitoplanctônica, no reservatório do Lobo, nos quatro períodos estudados.

5.4.6 Produtividade primária

No reservatório de Salto Grande, a produtividade primária variou de 4,9 $\text{mgC.m}^3.\text{h}^{-1}$ em janeiro de 2000, na estação 20, próxima à entrada do rio Atibaia, a 1.574,3 $\text{mgC.m}^3.\text{h}^{-1}$, em abril de 2000, próximo à barragem. A maior produtividade primária média foi observada em abril de 2000 (332,5 $\text{mgC.m}^3.\text{h}^{-1}$) e a menor em outubro de 2000 (46,7 $\text{mgC.m}^3.\text{h}^{-1}$).

Em outubro de 1999, no reservatório de Salto Grande, os maiores valores de produção primária foram observados próximos à transecção 3. Em janeiro e abril de 2000, os maiores valores da produtividade primária foram observados na transecção 1 (próxima à barragem). Em julho de 2000, os maiores valores de produção foram observados na transecção 4. A distribuição da produtividade primária, no reservatório de Salto Grande, pode ser observada na Figura 5.17.

No reservatório do Lobo, a menor produtividade primária observada foi 1,6 $\text{mgC.m}^3.\text{h}^{-1}$ em julho de 2000 e a maior 46,6 $\text{mgC.m}^3.\text{h}^{-1}$ em janeiro de 2000. A produtividade primária média foi menor no mês de outubro de 1999, e a maior ocorreu em julho de 2000.

Em outubro de 1999, no reservatório do Lobo, os maiores valores de produtividade primária foram observados na região superior do reservatório (transecção 5). Em janeiro de 2000, a transecção 4 foi a região com maior

produtividade primária. Em abril de 2000, as maiores produtividades foram observadas na transecção 3. Em junho de 2000, novamente os maiores valores de produtividade primária foram observados novamente próximos à transecção 5. A variação temporal e a heterogeneidade espacial da produtividade primária no reservatório do Lobo podem ser observadas na Figura 5.18.

Figura 5.17. Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal da produtividade primária, no reservatório de Salto Grande, nos quatro períodos de coleta.

Figura 5.18. Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal da produtividade primária, no reservatório do Lobo, nos quatro períodos de coleta.

No reservatório de Salto Grande a variabilidade temporal, nas duas escalas (diária e sazonal) for maior que a heterogeneidade espacial. No reservatório do Lobo, a variabilidade diária também foi a maior, já a variabilidade sazonal foi menor que a heterogeneidade espacial (Tabela 5.5).

Tabela 5.5. Coeficientes de variação: temporal (diário e sazonal) e espacial para os dados de produção primária da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande e no reservatório do Lobo nos períodos estudados.

	S. Grande	Lobo
Temporal Diário		
Outubro	45%	64%
Janeiro	105%	45%
Abril	117%	33%
Junho	43%	53%
Média	77%	49%
Temporal sazonal		
	81%	35%
Espacial		
Outubro	50%	42%
Janeiro	62%	41%
Abril	63%	29%
Junho	88%	53%
Média	66%	41%

5.5. DISCUSSÃO

5.5.1 Fatores controladores da comunidade fitoplanctônica

Florações de Cyanophyceae tem sido observadas no reservatório de Salto Grande desde a década de 1970 (ZAGO, 1976) e, aparentemente, se tornaram constantes na década de 1990 (COSTA, 1998). A dominância de cianofíceas ao longo dos anos, sem variações sazonais marcantes, é conhecida, na literatura, em lagos eutróficos, caracterizando, segundo REYNOLDS & PETERSEN (2000), a última fase do processo de eutrofização.

No reservatório de Salto Grande, o predomínio das Cyanophyceae foi constante em todos os períodos estudados. Somente na transecção 5, a biomassa de Cyanophyceae foi sobrepujada pela biomassa de Bacillariophyceae ou Chlorophyceae.

As condições ambientais ideais para o estabelecimento e predomínio das Cyanophyceae, bem como da formação de florações, já são bem conhecidas, (REYNOLDS, 1987), e incluem a grande capacidade de flutuabilidade (REYNOLDS, 1988), grande eficiência na obtenção de fósforo (STERNER, 1989) e vantagem na competição por carbono inorgânico. Porém cada espécie de Cyanophyceae pode ter necessidades diferentes. No reservatório de Salto Grande pelo menos quatro espécies de Cyanophyceae contribuíram significativamente para a biomassa fitoplanctônica no decorrer das amostragens, *Planktothrix mougeotti* (em outubro de 1999), *Anabaena crassa* (outubro de 1999, janeiro e julho de 2000), *Anabaena circinalis* (janeiro e julho de 2000) e *Microcystis aeruginosa* (em todos os períodos).

SCHEFFER *et al.*, (1997), estudando a ocorrência de Oscillatoriales em lagos holandeses, determinaram que esses organismos *P. mougeotti* são típicos de ambientes eutrofizados, rasos, quentes e com baixa disponibilidade de luz. Neste trabalho não foram encontradas correlações significativas entre a população de *P. mougeotti* e a disponibilidade de luz ou nutrientes, porém os mesmos autores também afirmaram que devido a sua menor velocidade de crescimento esses organismos são rapidamente substituídos por outras espécies de Cyanophyceae.

FLÖDER *et al.* (2002), trabalhando com experimentos em culturas, demonstraram que Cyanophyceae do grupo das Oscillatoriales dominavam nas culturas, quando submetidas a baixas intensidades luminosas por longo período.

Diferentemente das outras Cyanophyceae abundantes em outubro de 1999, no reservatório de Salto Grande, a biomassa de *P. mougeotti* se distribuiu de forma homogênea em todo o reservatório, o que pode indicar que a origem dessa população seja nas áreas mais rasas, quentes e com menor disponibilidade de luz, da cabeceira do reservatório.

HAVENS *et al.* (1998) indicaram que o principal fator responsável pela seleção de Cyanophyceae em ambientes aquáticos é a disponibilidade de luz. Oscillatoriales seriam espécies de sombra enquanto *Microcystis* sp e *Anabaena* sp organismos adaptados a maiores disponibilidades de luz. Segundo este modelo, ambientes eutrofizados com mistura vertical e baixa disponibilidade de luz forneceriam maiores condições para o desenvolvimento de algas como *Planktothrix* sp. e *Oscillatoria* sp, enquanto que ambientes com maiores disponibilidades de luz e mais estratificados privilegiariam Cyanophyceae dos gêneros *Microcystis* sp e *Anabaena* sp. (Figura 5.19).

Figura 5.19. Modelo conceitual de crescimento de Cyanophyceae em ambientes aquáticos e formação de florações segundo HAVENS *et al.* (1998), modificado.

Anabaena crassa e *A. circinalis* são duas espécies que ocorreram em praticamente todos os períodos, com exceção de abril de 2000. Essas espécies estão associadas a maiores intensidades luminosas e são comuns em florações juntamente com *Microcystis* sp.

No reservatório de Salto Grande, a biomassa de *A. crassa* esteve correlacionada positivamente com a profundidade do disco de Secchi (Pearson = 0,63).

A biomassa total dos organismos fitoplanctônicos, determinada pelo biovolume, no reservatório de Salto Grande, correlacionou-se positivamente com a transparência medida pelo disco de Secchi (Pearson= 0,77), sendo que na maior parte das estações analisadas Cyanophyceae contribuiu com mais de 60% da biomassa total.

Outro fator que pode ter contribuído para o predomínio de *Microcystis aeruginosa* no reservatório de Salto Grande foi a competição por carbono. *Microcystis aeruginosa* esteve positivamente correlacionada com a concentração de CO₂ livre (0,52), enquanto *P. mougeotti* correlacionou-se negativamente (-0,59) a este mesmo fator. *A. crassa* correlacionou-se positivamente com HCO₃ (0,69).

Microcystis aeruginosa é uma das espécies de Cyanophyceae mais associadas a condições de eutrofia, principalmente em ambientes com grandes concentrações de fósforo e grande disponibilidade de luz (CALIJURI & DOS SANTOS, 1996). REYNOLDS *et al.* (2002), classifica *Microcystis* sp como gênero que tolera condições de alta insolação.

Segundo WALLACE & HAMILTON (2000), Cyanophyceae necessita de luz para acumular carboidratos, processo essencial para regular a flutuabilidade. Esses autores definiram o tempo necessário para aclimação de *Microcystis* sp para acumular carboidrato necessário para flutuar em 20 minutos. Durante este período a célula não pode ser transportada para regiões menos iluminadas, pois são algas que não suportam o transporte vertical para fora da zona eufótica.

A abundância relativa de Cyanophyceae foi negativamente correlacionada com a concentração de fósforo total (-0,65), enquanto a abundância de Bacillariophyceae foi positivamente correlacionada (0,55) (Figura 5.20).

Segundo WATSON *et al.* (1997) os principais grupos de algas fitoplanctônica respondem positivamente ao aumento da concentração de

fósforo, total porém Cyanophyceae, devido a sua possibilidade de estocar fósforo essa relação muitas vezes pode não ser direta.

O prolongado predomínio de *Microcystis* sp no reservatório de Salto Grande já foi reportado por SOUZA (2000), sem variação sazonal marcante, apesar de mais prolongado no inverno. Entre os motivos determinados pela autora, encontram-se a grande disponibilidade de fósforo e a proteção da ação do vento, determinada pelas macrófitas aquáticas flutuantes.

Segundo essa mesma autora (SOUZA, *op cit*), a grande quantidade de células livres de *Microcystis* sp pode ser uma estratégia para manter-se na coluna de água mesmo nos períodos de mistura. CALIJURI *et al.* (2002) estudando a comunidade fitoplanctônica do reservatório de Barra Bonita, encontraram correlação positiva entre a predominância de colônias de *Microcystis* sp e a frequência de Brunt-Väisälä.

FALCO & CALIJURI (2003), em análise da distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande, também encontraram predomínio de *Microcystis aeruginosa* principalmente nas estações correspondentes à transecção 4 (deste trabalho) em direção à barragem. Um fator importante apontado pelas autoras foi a persistente desoxigenação do sedimento e conseqüente disponibilidade de fósforo.

Segundo REYNOLDS (1984), as colônias de *Microcystis* sp se estabelecem na superfície depois que o crescimento delas se inicia em águas mais profundas e anóxicas. *Microcystis* sp pode até crescer em águas não estratificadas, porém logo depois de um período de estratificação e sedimentos anóxicos. Para GANF (1974), a presença de *Microcystis* sp está associada a variações freqüentes na camada de mistura.

Segundo FUJISAKI (2001), no reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri), onde *Microcystis* sp é a espécie predominante, os períodos de estratificação são responsáveis pelos picos de abundância deste organismo no reservatório.

Em outros reservatórios brasileiros onde *Microcystis* sp predomina, ela sempre está associada a períodos de maior estabilidade da coluna de água, como foi reportado por BRANCO *et al* (2002) no reservatório de Funil e BRANCO & SENNA (1996) no reservatório (Lago) Paranoá.

Microcystis sp é considerada uma espécie típica de final de sucessão, K ou S-estrategista (OLRIK, 1994, DOS SANTOS E CALIJURI, 1996) e por isso, mal competidora em condições de mistura turbulenta e limitação pela luz. Essas condições estiveram presentes no reservatório de Salto Grande, na transecção

5, na entrada do rio Atibaia. Nessa estação outros grupos foram predominantes: Chlorophyceae em abril de 2000 e Bacillariophyceae em outubro de 1999 e janeiro de 2000. Em julho, devido principalmente à baixa vazão do rio Atibaia, o predomínio de Cyanophyceae se estendeu até a transecção 5.

Em outubro, no reservatório de Salto Grande, a biomassa de *Aulacoseira granulata* predominou na transecção 4 e 5; em janeiro de 2000 ela predominou na transecção 5. *A granulata* é comum em reservatórios e é R-estrategista, típica de ambientes onde a mistura vertical carrega as células fitoplanctônicas continuamente entre a zona eufótica e a zona afótica. Segundo REYNOLDS *et al.* (2002), *Aulacoseira granulata* é tolerante a menor disponibilidade de luz e deficiência de carbono inorgânico. Em outubro de 1999 e janeiro de 2000 foram observadas as menores concentrações médias de CO₂ livre no reservatório de Salto Grande.

SHERMAN *et al.* (1998), estudando a variação entre populações de *Aulacoseira* sp e *Anabaena* sp em um rio australiano, identificaram o aumento da vazão e conseqüentemente o aumento da turbulência como fatores determinantes na dominância de *Aulacoseira* sp.

Em outubro de 1999, a água que entrou no reservatório de Salto Grande proveniente do rio Atibaia, era mais quente que a água da superfície do reservatório. Esta entrada de água pela superfície pode ter auxiliado no transporte da *Aulacoseira granulata* até o meio do reservatório.

No reservatório de Barra Bonita; estudado por CALIJURI *et al.* (2002) *Aulacoseira granulata* foi a espécie predominante do biovolume da comunidade fitoplanctônica, durante a maior parte do ano. Um dos fatores responsáveis por este predomínio foram os constantes períodos de mistura que o reservatório de Barra Bonita esteve sujeito.

Em abril de 2000, duas Chlorophyceae, *Sphaerocystis planctonica*, *Oocystis lacustris*, e uma Cryptophyceae, *Cryptomonas brasiliensis*, dominaram a transecção 5. Todas essas espécies são identificadas com organismos tolerantes a baixa disponibilidade de luz e ambientes turbulentos (REYNOLDS *et al.*, 2002), podendo ser classificadas com R-estrategistas.

A diversidade da comunidade fitoplanctônica foi inversamente proporcional à relação N/P (-0,64) e a frequência de Brunt-Väisälä e foi diretamente proporcional à concentração de fósforo total (0,56). O aumento da frequência de Brunt-Väisälä, aumento da relação N/P e diminuição das

concentrações de fósforo total foram diretamente relacionados com o predomínio de *Microcystis aeruginosa* e conseqüentemente, diminuição da diversidade.

A produção primária no reservatório de Salto Grande, nos períodos estudados, foi inversamente proporcional à concentração de fosfato total dissolvido e esteve associada à grande biomassa de Cyanophyceae presente no reservatório.

No reservatório de Bariri, ambiente onde Cyanophyceae também predomina (principalmente do gênero *Microcystis* sp) a produtividade primária foi limitada pela disponibilidade de fósforo (FUJISAKI, 2002).

Segundo CALIJURI *et al* (1999), a produtividade primária no reservatório de Salto Grande pode ser limitada pela disponibilidade de luz. Esta disponibilidade de luz pode ser modificada, nesse reservatório, por três processos: maior extinção da luz pela entrada de partículas em suspensão no período de grande precipitação; sombreamento pelo crescimento de florações de cianofíceas, principalmente *Microcystis* sp.; e pelo sombreamento causado pelo crescimento de macrófitas flutuantes. Os maiores picos de produtividade primária nesse ambiente foram observados no período de ausência de precipitação e maiores tempos de insolação (abril de 2000).

A ação da disponibilidade de luz e o regime de luz subaquática como o principal fator limitante na produção primária foi observado também no reservatório de Barra Bonita (CALIJURI & DOS SANTOS, 2001).

A entrada de partículas em suspensão pelo rio Atibaia, foi, possivelmente, o responsável pelas menores taxas de produção observadas em outubro de 1999 e em janeiro de 2000, pois foram responsáveis pela diminuição na disponibilidade de luz.

Durante os períodos de estudo e corroborando os resultados de CALIJURI *et al* (1999) o principal fator limitante no reservatório de Salto Grande foi a disponibilidade de luz. As variações da transparência da água e profundidade da zona eufótica determinaram a mudança na composição de espécies e produtividade primária do fitoplâncton.

Devido às grandes vazões encontradas, principalmente em janeiro de 2000, com tempos de retenção chegando a dez dias, foi difícil encontrar relações de causa e efeito pontuais entre a comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais como disponibilidade de luz e nutrientes.

Os organismos fitoplanctônicos foram arrastados pelo fluxo principal do reservatório do local de origem de seu desenvolvimento e, conseqüentemente, a

característica ambiental que levou ao crescimento pode estar desvinculada espacialmente e temporalmente da biomassa amostrada.

Microcystis sp, por exemplo, devido ao seu comportamento descrito como “luxuriioso” em relação ao fósforo, pode armazenar nutriente suficiente para promover o crescimento durante quatro dias.

A análise de componentes principais com os dados físicos, químicos e biológicos do reservatório de Salto Grande nos quatro períodos indicou que os dois fatores mais importantes para explicar a variabilidade do reservatório de Salto Grande foram a variação longitudinal (fator 1) e o tempo de retenção (fator 2). estes dois fatores juntos explicaram 53,3% da variância (Figura 5.20).

Figura 5.20. Análise de componentes principais com as variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório de Salto Grande, nas 5 transecções, nos quatro períodos analisados. BV – frequência de Brunt-Väisälä, Zsd – profundidade de disco de Secchi, Zeu/Zmix – relação zona eufótica/ zona de mixing, NH₄ – Íon Amônio, NO₃- nitrato, NO₂ – nitrito, NT – nitrogênio orgânico total, PT – Fósforo total, PO₄T – fosfato total dissolvido, PO₄i – fosfato inorgânico, SiO₂ – silicato reativo, N/P relação nitrogênio/fósforo, MST – material em suspensão total, Cloro – Clorofila a, Prod – Produção primária, Dens – densidade, Biov – Biovolume, Div – diversidade, Chloro – abundância de Chlorophyceae, Cyano – abundância de Cyanophyceae, Bacill – abundância de Bacillariophyceae e Micro – abundância relativa de *Microcystis aeruginosa*.

A variação longitudinal do reservatório explicou, em parte, a variação espacial da biomassa, produção primária e composição da comunidade fitoplanctônica.

Os três compartimentos definidos no Capítulo 4 tiveram papel fundamental na determinação da comunidade fitoplanctônica.

No compartimento rio, transecções 4 e 5, o fluxo horizontal da entrada do rio Atibaia promoveu grande entrada de nutrientes e material em suspensão, tornando esta região limitada para a comunidade fitoplanctônica pela disponibilidade de luz. Nessa região predominaram os grupos que toleram baixa disponibilidade de luz e maior fluxo, como alguns gêneros de Chlorophyceae e Bacillariophyceae. Porém, em função da limitação pela luz, a região foi a que apresentou menor produtividade primária e biomassa algal. Com a grande variabilidade temporal da vazão, essa região ficou sujeita à grande variabilidade de condições ambientais. Nenhuma espécie teve tempo suficiente para dominar este ambiente e a comunidade foi constituída por poucas espécies comuns e várias espécies raras, o que aumentou a diversidade.

No compartimento de transição, que pode incluir as transecções 3 e 4, dependendo da vazão, foi onde aconteceu a maior parte da sedimentação do material alóctone trazido pelo rio. O material em suspensão diminuiu e a transparência da água aumentou. Nesse compartimento ocorre alternância nas condições de estratificação e mistura, alterando de forma significativa a dinâmica de oxigenação e desoxigenação do sedimento.

Apesar dessa região não estar permanentemente estratificada, quando isto aconteceu foi uma estratificação de maior intensidade, se comparada à região próxima à barragem, o que explica as maiores médias de frequência de Brunt-Väisälä encontradas. O padrão de estratificação e mistura, além das causas climáticas, maior tempo de insolação, maior entrada de energia e pequena ação do vento, foi também influenciado pela entrada de água do rio Atibaia.

Na zona de transição predominaram condições ideais para o início do crescimento de Cyanophyceae, principalmente *Microcystis* sp, com constante fonte de fósforo, tanto alóctone quanto autóctone, e maior disponibilidade de luz.

Na região próxima à barragem, ocorreram as estratificações mais persistentes, e maiores disponibilidades de luz. Nesta região, a comunidade fitoplanctônica respondeu através de maior produtividade primária e menor diversidade de espécies, com o predomínio de Cyanophyceae (Figura 5.21).

Figura 5.21. Modelo conceitual da heterogeneidade espacial no reservatório de Salto Grande, e variação da média de algumas variáveis ambientais nas cinco transecções (T1 a T5), dados padronizados.

Na escala temporal, em Salto Grande, o principal fator que influenciou na biomassa da comunidade, principalmente Cyanophyceae foi o tempo de retenção.

KAWARA *et al.* (1998), estudando a importância do tempo de retenção hidráulica no reservatório de Asahi, no Japão, concluíram que o principal fator determinante da biomassa da comunidade fitoplanctônica foi o tempo de retenção. O reservatório de Ashi é eutrófico e os máximos de clorofila *a* também foram encontradas no compartimento inferior, próximo à barragem.

O padrão de heterogeneidade espacial identificada para o reservatório de Salto Grande, com menor produtividade na zona de rio, controlada principalmente pela disponibilidade de luz e turbulência, e maior produtividade na zona lacustre determinada pela maior transparência da água e maior estabilidade da coluna já foi determinada em outros ambientes, principalmente de clima temperado (UHLMANN, 1998)

A variabilidade diária da produtividade primária e biomassa da comunidade fitoplanctônica também foi influenciada pelo tempo de retenção. Nos períodos com maiores tempos de retenção, foi menor a variabilidade diária da biomassa e produtividade primária. A heterogeneidade espacial da produtividade primária foi maior nos períodos de maior tempo de retenção da água.

Segundo OKUBO (1977), a explicação da variabilidade horizontal em reservatórios não pode ser desvinculada do entendimento da variabilidade vertical.

Na Figura 5.22 pode-se observar a variação sazonal da biomassa de Cyanophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae, em relação à variação do tempo de retenção da água, aumento da transparência da água e diminuição do material em suspensão inorgânico. O crescimento de Cyanophyceae está diretamente ligado à disponibilidade de luz e esta está relacionada com a sedimentação do material em suspensão. A sedimentação do material em suspensão é determinada pela vazão e volume do reservatório.

Figura 5.22. Variação sazonal da abundância da biomassa de Cyanophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae, e variação de transparência (ZSD), concentração de material em suspensão inorgânico (MST) e tempo de retenção (TR), no reservatório de Salto Grande, nas transecções 1 a 5, nos meses de outubro de 1999, janeiro, abril e julho de 2000. Dados padronizados.

No reservatório de Salto Grande a variação sazonal das variáveis biológicas, produção primária, diversidade e biomassa da comunidade fitoplanctônica foi maior que a variação espacial. Para os outros fatores ambientais (físicos e químicos), a variação espacial foi maior que a variação temporal (Capítulo 4). A transparência da água foi um fator ambiental que teve uma variação sazonal maior que a variação espacial, porém somente a variação sazonal da luz, 48%, não é suficiente para explicar a variação sazonal da biomassa, produção e diversidade fitoplanctônica, em torno de 80%.

A variabilidade sazonal da comunidade fitoplanctônica pode ser explicada se consideramos a variação sazonal da vazão (107%), do tempo de retenção (105%) e de frequência de Brunt-Väisälä (65%).

Segundo STRASKRABA (1999), o tempo de retenção pode ser considerado uma das principais variáveis no entendimento de reservatórios, pois a variação dele afeta a distribuição e disponibilidade de nutrientes, bem como a dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

No reservatório do Lobo, a biomassa da comunidade fitoplanctônica teve o predomínio de Chlorophyceae em três dos quatro períodos estudados.

Em outubro de 1999, apesar do predomínio de Chlorophyceae em todo o reservatório, o grupo foi composto por vários organismos sem uma dominância,

clara, a espécie abundante foi *Botryococcus braunii*. Como nos outros grupos de fitoplâncton, a diversidade foi menor. Pelo menos três outras espécies foram mais abundantes que *B. braunii*: a Cyanophyceae *Aphanocapsa delicatissima*, a Bacillariophyceae *Aulacoseira granulata* e a Dinophyceae *Peridinium gatunensis*.

Segundo REYNOLDS *et al* (2000), *B. braunii* é típico de lagos 0 polimíticos rasos e ambientes oligotróficos. Clorofíceas grandes, coloniais e com mucilagem, como *Botryococcus* sp, *Sphaerocystis* sp e *Oocystis* sp, geralmente ocorrem juntas nesse tipo de ambiente (REYNOLDS, *op cit*).

Segundo REYNOLDS (1984), *Peridinium* sp pode ser significativo em ambientes temperados mesotróficos no final do verão quando a estratificação térmica do reservatório perde força pela ação do vento e perda de calor para a atmosfera.

No reservatório do Lobo, a biomassa de Dinophyceae esteve composta principalmente por duas espécies de *Peridinium* sp, tendo sido positivamente correlacionada com a relação Z_{eu}/Z_{mix} (Pearson= 0,71) (Figura 5.22), e conseqüentemente preferindo, ambiente com menor camada de mistura em relação a zona eufótica.

TOWNSEND & LUONO-VAN (1998), estudando o reservatório mesotrófico do rio Manton, na Austrália, encontraram uma comunidade muito semelhante a do reservatório do Lobo, com predomínio de *Botryococcus braunii* e *Peridinium* spp nos períodos de maior estratificação e nos períodos de mistura, com o predomínio de *Aulacoseira granulata*. Estes autores afirmam que *B. braunii* e *Peridinium* spp são S-estrategistas, e devido a sua pequena relação área/volume, são adaptadas a flutuabilidade em condições de estratificação.

Aphanocapsa sp é indicada por REYNOLDS *et al* (2002) como espécie típica do verão em ambientes eutróficos de região temperada. Nessas condições o ambiente encontra-se estratificado. A biomassa de Cyanophyceae, no reservatório do Lobo, cujo principal contribuinte é *A. delicatissima*, esteve também positivamente correlacionada com a relação Z_{eu}/Z_{mix} (Pearson=0,80) (Figura 5.24).

Figura 5.23. Correlação linear entre a abundância relativa da biomassa de Cyanophyceae e Dinophyceae e a relação entre zona eufótica (Zeu) e zona de mistura (Zmix).

Segundo NASELLI-FLORES & BARONE (2000), a relação Zeu/Zmix é um dos principais parâmetros na determinação da comunidade fitoplanctônica. Sendo as Cyanophyceae mal competidoras em situação de mistura, maiores valores de Zeu/Zmix devem privilegiar este grupo.

As Cyanophyceae no reservatório do Lobo correlacionam-se negativamente com a relação N/P (Pearson=-0,61).

Segundo SMITH *et al* (1995), as Cyanophyceae são mais eficientes que os outros grupos do fitoplâncton na competição por nitrogênio. Em condições de aumento de disponibilidade de fósforo, a relação N/P diminui e elas passam a ser dominantes.

Chlorophyceae e Bacillariophyceae, grupos dominantes no reservatório do Lobo, correlacionaram-se com a frequência de Brunt-Väisälä. Chlorophyceae, compostas por formas coloniais de volume grande, como, *Sphaerocystis planctonica* e *Coelastrum reticulatum*, foram dominantes no reservatório quando este se encontrava estratificado, com maiores valores de frequência de Brunt-Väisälä.

Bacillariophyceae teve comportamento contrário, foram mais abundantes nos pontos e períodos em que o reservatório apresentou coluna de água com

perfis homogêneos de temperatura, e menores valores de Brunt-Väisälä (Figura 5.24).

Figura 5.24. Correlação entre a abundância relativa da biomassa de Chlorophyceae e Bacillariophyceae com a frequência de Brunt-Väisälä nos quatro períodos estudados no reservatório do Lobo.

A comunidade fitoplanctônica do reservatório do Lobo foi semelhante à identificada por CARVALHO (2002), com predomínio de Bacillariophyceae nos períodos de maior circulação e na porção superior do reservatório e o predomínio de Chlorophyceae nos períodos de estratificação e na porção mais próxima à barragem.

Segundo HENRY & TUNDISI (1982), o principal nutriente limitante para a comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo foi o fósforo.

O biovolume da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo esteve correlacionado positivamente com a concentração de fósforo total (Pearson=0,63) e inversamente proporcional (Pearson=-0,63) à transparência da água determinada pela profundidade do disco de Secchi.

Segundo CALIJURI & TUNDISI (1990), sendo o reservatório do Lobo um ecossistema raso, ventos moderados podem misturá-lo completamente. Para estes autores a maior produtividade primária no inverno é fruto da ressuspensão de nutrientes provocado pelo vento.

No presente trabalho a produtividade primária no reservatório esteve correlacionada positivamente com a concentração de fosfato total dissolvido (Pearson=0,55).

A análise de componentes principais com as variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório do Lobo, assim como no de Salto Grande, definiu dois fatores que explicam 58,3 % da variabilidade dos dados. Porém diferente da análise de Salto Grande, o fator 1 representa a variabilidade temporal enquanto que o fator 2 representa a variação espacial. Este resultado sugere que no reservatório do Lobo a variação temporal foi mais significativa que a espacial.

Figura 5.25. Análise de Componentes Principais com as variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório do Lobo, nas 5 transecções, nos quatro períodos analisados. BV – frequência de Brunt-Väisälä, Zsd – profundidade de disco de Secchi, Zeu/Zmix – relação zona eufótica/ zona de mixing, NH₄ – Íon Amônio, NO₃-nitrato, NO₂ – nitrito, NT – nitrogênio orgânico total, PT – Fósforo total, PO₄T – fosfato total dissolvido, PO₄i – fosfato inorgânico, SiO₂ – silicato reativo, N/P relação nitrogênio/fósforo, MST – material em suspensão total, Cloro – Clorofila a, Prod – Produção primária, Dens – densidade, Biov – Biovolume, Div – diversidade, Chloro – abundância de Chlorophyceae, Cyano – abundância de Cyanophyceae, Bacill – abundância de Bacillariophyceae e Dino- abundância de Dinophyceae.

O reservatório do Lobo foi espacialmente mais estável que o reservatório de Salto Grande. Isso torna a identificação dos diversos compartimentos mais difícil.

A zona de rio no reservatório do Lobo, ficou também restrita à região da transecção 5. Nesta região o principal fator limitante foi a disponibilidade de luz. A concentração de nutrientes total e dissolvida foi máxima e a coluna de água esteve menos estratificada termicamente, o que levou a menor relação Z_{eu}/Z_{mix} . Na transecção 5 foram observadas as maiores abundâncias relativas das Bacillariophyceae.

A transecção 4 fica no limite superior da área de transição. Nessa região, a estabilidade da coluna e a transparência da água foram maiores, a concentração de nutrientes diminuiu, porém as condições variáveis fizeram com que as abundâncias relativas dos principais grupos da comunidade fitoplanctônica estivessem semelhantes.

Nas transecções 2 e 3 a estabilidade da coluna aumenta assim como a disponibilidade de luz. Nessa região foram encontradas as maiores abundâncias relativas de Dinophyceae e Cyanophyceae.

A abundância relativa de Chlorophyceae foi maior na transecção 1, onde a disponibilidade de luz foi máxima, porém a diminuição na concentração de nutrientes pode ter limitado a biomassa e a produção primária (Figura 5.26).

Figura 5.26. Modelo conceitual da heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica e algumas variáveis ambientais, no reservatório do Lobo, nas 5 transecções (T1 a T5).

Este modelo de heterogeneidade espacial do reservatório do Lobo foi determinado a partir da média das variáveis físicas, químicas e biológicas. Mas

nesse reservatório a variabilidade temporal é tão ou mais importante que a heterogeneidade espacial.

A variável ambiental que melhor representou esta variação sazonal foi a estabilidade da coluna de água determinada pela frequência de Brunt-Väisälä. Em outubro de 1999, com frequências de Brunt-Väisälä intermediárias, a comunidade fitoplanctônica foi dominada por Cyanophyceae e Dinophyceae.

Com o aumento da frequência de Brunt-Väisälä, em janeiro e abril de 2000, a comunidade passou a ser dominada por Chlorophyceae.

Em julho de 2000, com frequências de Brunt-Väisälä tendendo a zero, a comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo foi dominada por Bacillariophyceae (Figura 5.27).

Figura 5.27. Variação sazonal da abundância relativa da biomassa da comunidade fitoplanctônica, frequência de Brunt-Väisälä (BV), transparência da água medida pelo disco de Secchi (Zsd) e concentração de material em suspensão inorgânico (Mst).

Assim como no reservatório de Salto Grande, a heterogeneidade espacial da produtividade primária no reservatório do Lobo, foi maior nos períodos de maior tempo de retenção da água no sistema. Assim como a variabilidade diária e espacial da produtividade primária foi inversamente proporcional à frequência de Brunt-Väisälä.

NOGUEIRA *et al* (1999), analisando o gradiente longitudinal no reservatório de Jurumirim, identificaram as condições hidrodinâmicas do

reservatório como o principal fator determinante do crescimento da comunidade fitoplanctônica.

As diferenças na composição entre as comunidades fitoplanctônicas dos dois reservatórios de Salto Grande e do Lobo podem ser explicadas pelo estado trófico. Vários trabalhos determinaram que o domínio de Cyanophyceae, como ocorre em Salto Grande, é uma função da concentração de fósforo total (DUARTE *et al.*, 1992; BETINETTI *et al.*, 2000)

Apesar das diferenças entre os dois reservatórios o padrão geral de três compartimentos pode ser determinado nos dois ambientes. Essa heterogeneidade espacial deve ser levada em consideração em futuros trabalhos sobre a comunidade fitoplanctônica em reservatórios.

O número de estações amostrais analisadas no presente trabalho, apesar de importante para determinar a heterogeneidade espacial do reservatório, pode ser reduzido em futuros trabalhos, mas as amostragens, para caracterização desse tipo de ecossistema aquático, deveriam ser feitas em pelo menos um ponto em cada um dos três compartimentos ou zonas do reservatório.

Da mesma forma é importante levar em consideração toda a variabilidade temporal. Os dois reservatórios analisados nesse trabalho apresentaram grande variabilidade sazonal, tanto nos períodos extremos, chuva e seca, quanto nos intermediários.

A escala diária adotada neste trabalho (3 dias) não foi significativa quanto à variabilidade das variáveis físicas, químicas e biológicas nos dois reservatórios, porém trabalhos que analisem escalas temporais curtas, entre 3 e 10 dias, devem ser executados mais freqüentemente para que se entenda a importância da variação na escala diária em ecossistemas aquáticos tropicais. Trabalhos anteriores (DOS SANTOS, 1996; CALIJURI & DOS SANTOS, 2001; CALIJURI *et al.*, 1999) mostraram que curtas escalas de tempo são importantes na compreensão desses sistemas.

5.6. CONCLUSÕES

- A comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande foi dominada em todos os períodos estudados por Cyanophyceae, principalmente *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena crassa* e *Anabena circinalis*. Esse predomínio esteve relacionado à disponibilidade de nutrientes e luz e a estrutura física do ecossistema.
- As espécies de Bacillariophyceae (*Aulacoseira granulata*) e Chlorophyceae (*Sphaerocystis planctonica*) no reservatório de Salto Grande, são dominantes na zona de rio devido, principalmente, a menor disponibilidade de luz e a velocidade do fluxo de água.
- No reservatório eutrófico de Salto Grande, a heterogeneidade espacial foi maior que no reservatório meso-oligotrófico do Lobo. Um dos fatores relacionados com esta maior heterogeneidade espacial foi tempo de retenção da água no reservatório e o gradiente longitudinal de nutrientes, principalmente das formas de fósforo.
- No reservatório do Lobo, a comunidade foi composta principalmente pelos grupos das Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Cyanophyceae e Dinophyceae. A dominância de cada um desses grupos depende principalmente das condições de disponibilidade de luz e estabilidade da coluna de água.
- A biomassa e a produtividade primária da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo foi influenciada pela concentração de fósforo total.
- No reservatório de Salto Grande, a biomassa e a produtividade primária da comunidade fitoplanctônica foi influenciada, principalmente, pela disponibilidade de luz.
- Nos dois reservatórios os padrões de estratificação e mistura da coluna de água foram essenciais para o entendimento da dinâmica espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica. Não foi possível entender a heterogeneidade horizontal dos reservatórios sem conhecer a variabilidade vertical, principalmente de temperatura e oxigênio dissolvido.

- A heterogeneidade horizontal da comunidade fitoplanctônica, nos dois reservatórios diminuiu nos períodos de maior tempo de retenção da água no sistema.
- A variabilidade diária da comunidade fitoplanctônica, nos dois reservatórios, diminuiu com o aumento da vazão.
- O reservatório do Lobo apresentou menor heterogeneidade espacial e variabilidade temporal se comparado ao de Salto Grande. Esta menor heterogeneidade espacial e variabilidade temporal podem estar relacionadas ao estado trófico do sistema e à menor variação da vazão e tempo de retenção da água no sistema.

5.7. BIBLIOGRAFIA

ANAGNOSTIDIS, K. & KOMAREK, J. 1990. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 - Oscillatoriales. **Arch. Hydrobiol. Suppl.** v. 80, n. 1-4, p: 327 -472.

ANAGNOSTIDIS, K. & KOMAREK, J. 1990. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 5- Stigonematales. **Algological Studies**, v. 59, p: 1-73.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1985. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Byrd Prepress Springfield. Washington. 1134p.

ARAR, E.J. 1997. **Determination of Chlorophyll a, b, c1 and c2, and Pheophytin a in marine and freshwater phytoplankton by spectrophotometry**. EPA metod 446.0. EPA.

BETTINETTI, R., MORABITO, G. & PROVINI, A. 2000. Phytoplankton assemblage structure and dynamics as indicator of the recent trophic and biological evolution of the western basin of Lake Como (N. Italy). **Hydrobiologia** v. 435, p177-190.

BICUDO, C. E. M. & AZEVEDO, M. T. P. 1977. Desmidioflórula paulista I: gênero *Arthrodesmus* Ehr. ex Ralfs emend. **Arch. Bibliotheca Phycologica** v 36, p: 1-105

BICUDO, C.E.M. & BICUDO, R.M.T. 1970. **Algas de águas continentais brasileiras**. Fundação brasileira para o desenvolvimento do ensino de ciências. São Paulo. 228p.

BOURRELLY, P. 1966. **Les alques d' eau douce. Initiation à la Systématique. I. Les alques vertes**. Ed. N. Boubée e & Cie. Paris. 581p.

BOURRELY, P. 1968. **Les alques d' eau douce. Initiation à la Systématique. II. Les alques jaunes et brunes**. Ed. N. Boubée e & Cie. Paris. 512p.

- BOURRELY, P. 1970. **Les alques d' eau douce. Initiation à la Systématique.**
III. Les alques bleus et rouges. Les Eugleniens. Periniens et
Cryptomonadiens. Ed. N. Boubée e & Cie. Paris. 512p.
- BRANCO C. W. C. & SENNA P. A. C. 1996. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá Reservoir, Brasília, **Brazil. Hydrobiology** V. 337, p: 171–81.
- BRANCO, C.W.C.; ROCHA, M.I.A.; PINTO, G.F.S. GÔMARA G.A. & DE FILIPPO R. 2002. Limnological features of Funil Reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. **Lakes & Reservoirs: Research and Management** V. 7 p:87–92.
- CALIJURI, M.C. 1985. **Curvas de luz-fotossíntese e fatores ecológicos em ecossistema artificial e não estratificado – Represa do Broa (Lobo), São Carlos.** Dissertação (Mestrado). UFSCar. São Carlos, SP. 280p.
- CALIJURI, M.C. 1988. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas em diferentes estágios de eutrofização.** Tese (Doutorado). Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 293p.
- CALIJURI, M.C. 1999. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical.** Tese (Livre-docência). Departamento de Hidráulica e Saneamento Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 210p.
- CALIJURI, M.C. & TUNDISI, J.G. 1990. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: Mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Rev. Bras. Biol.** v. 50, p: 893-913.
- CALIJURI, M.C. & DOS SANTOS, A.C.A. 1996. Short-term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. **Htdrobiologia.** v. 330, p: 163-175.

- CALIJURI, M.C. & DOS SANTOS A.C.A. 2001. Temporal variations in phytoplankton primary production in a tropical reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Hydrobiologia** v. 445, n.1-3, p: 11-26.
- CALIJURI, M.C., DEBERDT, G.L.B. & MINOTI, R.T. 1999. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: HENRY, R. (ed) **Ecologia de Reservatório: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu. FUNDIBIO, FAPESP. p: 109-148.
- CALIJURI, M.C., DOS SANTOS, A.C.A. & JATI, S. 2002. Temporal changes in phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. – Brazil). **Journal of Plankton Research** V 24, n. 7, p: 617-634.
- CARVALHO, D. P. 2002. **Distribuição espacial e mudanças temporais da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo (Itirapina, SP)**. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 126p.
- COSTA, M.N. 1998. **Ocorrência de *Microcystis* (Cyanoprocarionete, Cyanophyceae) no período de chuva no reservatório de Salto Grande (Americana-S.P.) e variáveis físicas e químicas**. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil. Universidade de Campinas. Campinas. SP. 98p.
- DOS SANTOS, A.C.A. 1996. **Biomassa e Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica em Curtos Períodos de Tempo no Reservatório de Barra Bonita, São Paulo**. Dissertação (Mestrado). EESC-USP. 170p
- DOS SANTOS, A.C.A. & CALIJURI, M.C. 1998. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiol.** V.367, n.1-3, p:139-151.
- DOS SANTOS, A.C.A., CALIJURI, M.C., MORAES, E.M.; ADORNO, M.A.T.; FALCO, P.B.; CARVALHO, D.P.; DEBERDT, G.L.B.; BENASSI, S.F. 2003. Comparison of three methods for Chlorophyll determination: Spectrophotometry and Fluorimetry in samples containing pigment mixtures

and spectrophotometry in samples with separate pigments through High Performance Liquid Chromatography. **Acta Limnol. Bras.** (no prelo).

DUARTE, C.M.; AUGUSTI, S. & CANFIELD Jr, D.E. 1992. Patterns in phytoplankton community structure in florida lakes. **Limnol. Oceanogr.** V.37, n.1, p:155-161.

FLÖDER, S.; URABE, J. & KAWABATA, Z. 2002. The influence of fluctuating light intensities on species composition and diversity of natural phytoplankton communities. **Oecologia.** v. 133, p: 395-401.

FALCO, P.B. & CALIJURI, M.C. 2002. Longitudinal phytoplanktonic community distribution in a tropical reservoir (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** v.14, n.2, p: 27-37.

FUJISAKI, E.T. 2002. **Produção primária e estrutura da comunidade fitoplanctônica nas zonas limnéticas e litorânea da represa Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP) em quatro épocas do ano.** Dissertação (Mestrado). PPG em Ciências da Engenharia Ambiental. EESC-USP. 112p.

GANF, G.G. 1974. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). **J. Ecol.** V.62. P.611-629.

HARRIS, G.P. 1986. **Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation.** Chapman-Hall. 384p.

HAVENS, K.E.; PHILIPS, E.J.; CICHRA, M.F. & LI, B. 1998. Light availability as a possible regulator of cyanobacteria species composition in a shallow subtropical lake. **Fresh. Biol.** v. 39, p: 547-556.

HENRY, R. & TUNDISI, J.G. 1982. Efeitos de enriquecimento artificial por nitrato de fosfato no crescimento da comunidade fitoplanctônica da Represa do Lobo ("Broa", Brotas-Itirapina, SP). **Ciência e Cultura.** v. 34, n. 4, p: 518-524.

HENRY, R., TUNDISI J.G. & CURI, P.R. 1984. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brasil). **Hidrobiologia** v. 118, p: 177-185.

- KAWARA, O.; YURA, E.; FUJII, S. & MATSUMOTO, T. 1998 A Study on Retention Time in Eutrophication of the Asahi River Dam Reservoir. **Water Science & Technology**, V. 37, N. 2, pp. 245-252
- KOMAREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K., 1986. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 2 – Chroococcales. **Arch. Hydrobiol. Suppl.** v. 82, n. 3, p: 247 - 345.
- KOMAREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K., 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 – Nostocales. **Arch. Hydrobiol. Suppl.** v. 73, n. 2, p: 157 - 226.
- KOMAREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K., 1990. **SÜBwasserflora von Mitteleuropa: Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales.** Gustav Fisher ed.
- KOMAREK J. & FOTT, B. 1983. **Das phytoplankton des SüBwassers. Systematik und Biologie.** E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung. 1041p.
- MACINTYRE, S. 1993. Vertical mixing in a shallow, eutrophic lake: Possible consequences for the light climate of phytoplankton. **Limnol. Oceanogr.** V. 38. n.4: 798-817.
- McCULLOUGH, J.D. & JACKSON, D.W. 1985. Composition and productivity of the benthic macroinvertebrate community of a subtropical reservoir. **Rev Gesamten hydrobiol.** v.70. n.2. p.221-235.
- MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement.** Croom Helm. London. 179p.
- NASELLI-FLORES, L. & BARONE, R. 2000. Phytoplankton dynamics and structure: a comparative analysis in natural man-made water bodies of different trophic state. **Hydrobiologia** v. 438 p:65-74.
- NOGUEIRA, M.G., HENRY, R.; MARICATTO, F.E. 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & reservoirs: research and management**, v. 4. p: 107–120.

- ODUM, E.P. 1983. **Ecologia**. Ed. Guanabara. Rio de Janeiro. 434p.
- OKUBO, A. 1977. Horizontal dispersion and critical scales for phytoplankton patches. In: STEELE, J.H. (ed). **Spatial pattern in plankton communities**. NATO conference on marine biology: p: 21-42.
- OLRIK, K., 1994. **Phytoplankton Ecology**, Miljøministeriet, København
- PARRA, O. A., GONZALEZ, M. & DILLAROSSA, V. 1981. **Manual taxonomico del fitoplâncton de águas continentales. Euglenophyceae**. Universidad de Concepcion.
- PARRA, O. A., GONZALEZ, M. & DILLAROSSA, V. 1981. **Manual taxonomico del fitoplâncton de águas continentales. I - Cyanophyceae**. Universidad de Concepcion.
- PARRA, O. A., GONZALEZ, M.; DILLAROSSA, V.; RIVERA, P. & ORELLANA, M. 1982. **Manual taxonomico del fitoplâncton de águas continentales. V – Chlorophyceae Parte I Volvocales, Tetrasporales, Chlorococcales y Ulothricales**. Universidad de Concepcion.
- PARRA, O. A., GONZALEZ, M. & DILLAROSSA, V. 1983b. **Manual taxonomico del fitoplâncton de águas continentales. V – Chlorophyceae Parte II Zygnematales**. Universidad de Concepcion.
- PRESCOTT, G.W. 1962. **Algae of the western great lakes area. with on illustrated key to the genera of desmids and freshwater diatoms**. WnC. Brown Comp. Publs.. Dumbuque. 977p. 136pl.
- PRESCOTT, G.W. 1978. **How to know the freshwater algae**. 3a ed. WnC. Brown Comp. Publs.. Dumbuque. 293p.
- REYNOLDS, C.S. 1984. **The ecology of Freshwater Phytoplankton**. Cambridge Univ. Press. 380p.
- REYNOLDS, C.S. 1987. Cyanobacterial water-blooms. **Advances im Botanical Research**. v. 13, p: 67-143.
- REYNOLDS, C.S. 1988. Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREN, C.D. (ed). **Growth and**

Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Cambridge Univ. Press. 388-433.

REYNOLDS, C.S. 1997. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory.** Ecology Institute. 371p.

REYNOLDS, C.S. & PETERSEN A.C. 2000 The distribution of planktonic Cyanobacteria in Irish lakes in relation to their trophic states. **Hydrobiologia** v. 424, p:91-99

REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V; KRUK, C; NASELLI-FLORES, L. & MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research.** v. 24, n. 5, p: 417-428.

ROJO, C.; ORTEGA-MAYAGOITIA, E. & ALVAREZ-COBELAS, M. 2000. Lack of pattern among phytoplankton assemblages. Or, what does the exception to the rule mean? **Hydrobiologia** v.424, p:133-139.

SHANNON, C.E., & WEAVER, W. 1949. **The Mathematical Theory of Communication** . Urbana: The University of Illinois Press.

SCHEFFER, M.; RINALDI S.; GRAGNANI A.; MUR L.R. & VAN NES, E.H. 1997. On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology.** v. 78, n. 1, p: 272-282.

SHERMAN, B.S.; WEBSTER, I.; JONES, G.J. & OLIVER, R.L. 1998. Transitions between *Aulacoseira* and *Anabaena* dominance in a turbid river weir pool. **Limnol. Oceanogr.** v. 43, n. 8, p: 1902-1915.

SMITH, G.M. 1920. **Phytoplankton of the inland lakes of Wisconsin. 1: Myxophyceae. Heterokontaeae and Chlorophyceae exclusive of Desmidiaceae.** Bull. Wis. Geol. Nat. Hist. Surv. Madison. v.57. n.1. p.1-243.

SMITH, G.M. 1950. **The freshwater algae of the United States.** 2a ed. McGraw Hill Book. New York. 719p.

SMITH, L; SMITH, V.H., BIERMAN, V.J., JONES, B.L. & HAVENS, K.E. 1995. Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem IV. Nitrogen/phosphorus ratios, cyanobacterial dominance, and nitrogen ration

potential. **Archiv für Hydrobiologie, Monographische Beitrage.** v. 107, p: 71–88.

SOUZA, R.C. 2000. **Dinâmica espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica de um reservatório hipereutrófico: Salto Grande (Americana, São Paulo).** Tese (Doutorado). Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 172p.

STEEMANN-NIELSEN, E. 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. **J. Cons. Perm. Int. Expl. Mer..** v.18. p.117-140.

STERNER, R.G. 1989. The role of grazers in phytoplankton sucession. In SOMMER, U. (ed). **Plankton Ecology: sucession in plankton communities.** Spriger series of comtemporary bioscience. p.107-170.

STRASKRABA, M. 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. (eds). **Theoretical reservoir ecology and applications.** p: 385-410.

TOWNSEND, S.A. & LUONG-VAN, J.T. 1998. Phytoplankton biomass and composition in Manton River Reservoir, a mesotrophic impoundment in the Australian Wet/Dry Tropics. **Internat. Rev. Hydrobiol.** 83: 113-120.

UHLMANN, D. 1998. Reservoirs as Ecosystems. **Internat. Rev. Hydrobiol.** 83: 13-20.

UTHERMOHL, H. 1958. On the perfecting of quantitative phytoplankton method. **Int. Ass. Theor. Appl. Limnol. Commun.** v.9.

VALENTIN, J. L. 2000. **Ecologia Numérica. Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos.** Editora Interciência. 117p.

VERSCHUREN, D. 1999. Influence of depth and mixing regime on sedimentation in a small, fluctuating tropical soda lake. **Limnol. Oceanogr.** V. 44. n.4, p: 1103-1113.

WALLACE, B.B. & HAMILTON, D.P. 2000. Simulation of water-bloom formation

in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Plankton Research**. v. 22, n. 6, p: 1127-1138.

WATSON, S.B.; MCCOULEY, E.; DOWNING, J.A. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. **Limnol. Oceanogr.** v. 42, n. 3, p: 487-495.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. 1991. **Limnological Analysis**. 2a Ed. Springer-Verlag. 391p.

ZAGO, M.S.A. 1972. **Os cladóceros planctônicos e aspectos da eutrofização da represa de Americana**. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.