

Avaliação da qualidade da água e levantamento de custos de tratamento de efluentes visando a recuperação de um sistema eutrofizado (Represa de Salto Grande - Americana /SP).

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP
EXEMPLAR REVISADO
Data de entrada no Serviço: 20.1.6.2000
Ass.: 

Denilson Teixeira



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

ORIENTADORA: Profa. Assoc. Maria do Carmo Calijuri

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Antônio Evaldo Comune

São Carlos - SP

2000

Class.	TESE-EESC
Cutt.	5964
Tombo	0135100

31100008664

S/S 1084572

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

T266a

Teixeira, Denilson

Avaliação da qualidade da água e levantamento de custos de tratamento de efluentes visando a recuperação de um sistema eutrofizado (Represa de Salto Grande-Americana/SP) / Denilson Teixeira. -- São Carlos, 2000.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2000.

Área: Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Maria do Carmo Calijuri.

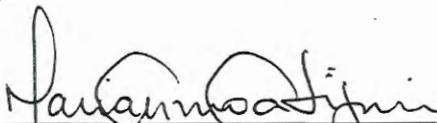
Co-orientador: Prof. Dr. Antonio Evaldo Comune.

1. Qualidade de água. 2. Valoração. 3. Gestão ambiental. 4. Eutrofização. 5. Reservatório de Salto Grande. I. Título.

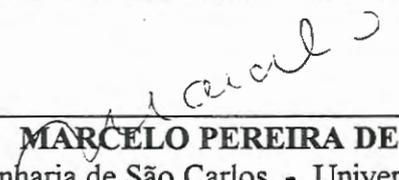
FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Licenciado **DENILSON TEIXEIRA**

Tese defendida e aprovada em 20-04-2000
pela Comissão Julgadora:



Prof. Associada **MARIA DO CARMO CALJURI (Orientadora)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



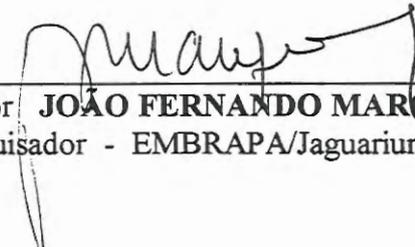
Prof. Associado **MARCELO PEREIRA DE SOUZA**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



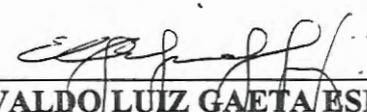
Prof. Doutor **LUIZ ANTONIO DANIEL**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



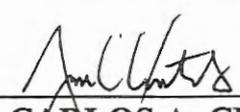
Prof. Doutor **IRINEU BIANCHINI JUNIOR**
(Universidade Federal de São Carlos - UFSCar)



Doutor **JOÃO FERNANDO MARQUES**
(Pesquisador - EMBRAPA/Jaguariuna)



Prof. Doutor **IVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

Dedico:

Ao meu filho Pedro.

*A forma mais sublime, de amor incondicional,
que tenho a felicidade e o orgulho de vivenciar.*

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	i
LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	vi
RESUMO.....	xvi
ABSTRACT.....	xvii
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Aspectos gerais do quadro atual da degradação ambiental.....	1
1.2 Degradação ambiental sob o ângulo econômico.....	4
1.3 Reservatório de Salto Grande: Aspectos regionais do quadro atual da degradação ambiental.....	10
1.3.1 Aspectos sociais e econômicos	10
1.3.2 Fatores políticos institucionais.....	12
1.4 Abordagem espacial para estudos ambientais: A bacia hidrográfica.....	13
1.5 A estrutura e dinâmica de reservatórios.....	16
2. OBJETIVOS.....	22
2.1 Objetivo Geral.....	22
2.2 Objetivos Específicos.....	22
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1 Variáveis Climatológicas.....	23
3.2 Variáveis Hidrológicas.....	23
3.3 Variáveis Limnológicas.....	24
3.3.1 Transparência da água.	27
3.3.2 Temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, e condutividade.....	27

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	i
LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	vi
RESUMO.....	xvi
ABSTRACT.....	xvii
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Aspectos gerais do quadro atual da degradação ambiental.....	1
1.2 Degradação ambiental sob o ângulo econômico.....	4
1.3 Reservatório de Salto Grande: Aspectos regionais do quadro atual da degradação ambiental.....	10
1.3.1 Aspectos sociais e econômicos	10
1.3.2 Fatores políticos institucionais.....	12
1.4 Abordagem espacial para estudos ambientais: A bacia hidrográfica.....	13
1.5 A estrutura e dinâmica de reservatórios.....	16
2. OBJETIVOS.....	22
2.1 Objetivo Geral.....	22
2.2 Objetivos Específicos.....	22
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1 Variáveis Climatológicas.....	23
3.2 Variáveis Hidrológicas.....	23
3.3 Variáveis Limnológicas.....	24
3.3.1 Transparência da água.	27
3.3.2 Temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, e condutividade.....	27

4.2 Geomorfologia.....	41
4.3 Geologia.....	42
4.4 Uso e ocupação do solo.....	42
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
PRIMEIRA PARTE: Estudo da estrutura, funcionamento e qualidade de água do reservatório.....	46
5.1 Aspectos jurídicos da qualidade de água.....	46
5.2 Funções de força e funcionamento do reservatório.....	50
5.3 Variáveis climatológicas.....	51
5.4 Variáveis de qualidade de água indicadoras de estratificação.....	55
5.5 Variáveis de qualidade de água indicadoras de eutrofização.....	75
5.6 Variáveis de qualidade de água indicadoras do conteúdo de matéria orgânica no sistema.....	87
5.7 Variáveis de qualidade de água indicadoras da carga mineral.....	92
5.8 Variável de qualidade de água indicadora do estado sanitário e toxicológico.....	99
5.9 Coeficiente de autodepuração para os trechos lótico e lântico.....	108
5.10 Taxas de retenção para as principais variáveis.....	112
5.11 Variação temporal da qualidade de água do rio Atibaia.....	114
5.12 Análise exploratória dos dados.....	122
SEGUNDA PARTE: Levantamento do custo de tratamento e recuperação do reservatório.....	130
5.12 Custos de tratamento dos esgotos sanitários e efluentes orgânicos industriais.....	130
5.13 Custos de técnicas de recuperação do reservatório.....	140

TERCEIRA PARTE: Valoração de recursos naturais e interação Ecologia-Economia.....	145
6. CONCLUSÕES.....	150
7. BIBLIOGRAFIA.....	155
8. ANEXO.....	167
8.1 Roteiro do filme.....	167
8.2 Tabelas e Gráficos.....	175

AGRADECIMENTOS.

Sinceramente agradeço:

A Prof^a. Assoc. Maria do Carmo Calijuri e ao Prof. Dr. Antônio Evaldo Comune, pela orientação, paciência, compreensão e principalmente amizade e confiança durante este período, hoje e sempre.

Aos técnicos e funcionários do CRHEA: Amandio, Marcelo, Luci, Miro, Betão, Regina, Claudete, Matheus, América, Ivan e Paulo, pela ajuda na biblioteca, na secretaria, nos trabalhos de campo e laboratório, sem a qual este trabalho não teria sido realizado, e principalmente pela amizade e consideração sempre presente entre nós.

Ao Prof. Dr. Milan Straskraba pelas valiosas sugestões e críticas e principalmente pela amizade.

A Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL), na pessoa do Sr. Clemir Antônio Belém pela infra-estrutura oferecida e facilidades durante o período de coleta.

Ao Conselho Nacional de Ciência e Tecnologia – CNPq, pela bolsa de estudo concedida.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, FAPESP pelo apoio financeiro (Processo nº 1995/9584 -5).

Ao Projeto PIRACENA do CENA-USP, na pessoa da pesquisadora Anne-Hélène Fostier, pela parceria na análise dos metais de interesse toxicológico.

Ao Prof. Dr. José Marcus de Oliveira Godoy do Instituto de Radioproteção - CNEN, pela datação do sedimento pelo método do chumbo 210.

Ao Prof. Dr. Roberto Guena de Oliveira da FEA/USP pela valiosa contribuição com suas críticas e sugestões.

Ao Dr. João Fernando Marques EMBRAPA/CNPMA pelo incentivo e sugestões no início deste trabalho.

Ao amigo André Cordeiro Alves dos Santos pela paciência e auxílio nas análises estatísticas.

Ao Dr. Robert H. Kennedy do Environmental Laboratory do U.S. Army Engineer do Water Ways Experiment Station (EUA), por suas sugestões de técnicas e auxílio nos cálculos dos custos de recuperação do sistema estudado.

Ao Prof. Dr. Valdemar e ao técnico Dorelli do Laboratório de Ecotoxicologia do CENA/USP pela parceria nas análises de organoclorados presentes na água do reservatório.

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior da UFSCar, pelo apoio e importantes sugestões especialmente a respeito dos cálculos do coeficiente de autodepuração e seu aspecto prático.

Ao Prof. Assoc. Marcelo Pereira de Souza pelas importantes sugestões e divertida discussão a respeito do trabalho.

Ao Prof. Dr. Luiz Daniel, pelo apoio e importantes sugestões em todas as fases deste trabalho.

À Prof^a. Elizabeth de Mattos Moraes, pela revisão do português e valiosas sugestões.

Ao Renato e Paulo do CETEP/USP, pelo trabalho de filmagem e montagem do vídeo a respeito do Reservatório de Salto Grande.

À Prof^a. Dr^a. Rosana Filomena Vazoller pelo apoio e amizade que sempre me estimularam.

A minha família, meu grande tesouro, que sempre acreditou no meu caminho e se divertiu com minhas estórias.

Ao meu grande amigo e irmão Leo, pela amizade, convivência e companheirismo, que sempre contei e sempre poderei contar.

Ao Espiritismo que me possibilitou entender a beleza e a simplicidade das leis de ação e reação que governam a vida.

Ao meu anjo da guarda por levar seu trabalho tão a sério.

A todos os meus amigos da graduação, mestrado e doutorado, que sem dúvida contribuíram muito para este momento.

Em especial, agradeço a todos os moradores da Praia Azul, que viveram e vivem todas as questões relacionadas com a degradação da qualidade da água no seu dia a dia, e possuem seus corações cheios de esperança, nos resultados dos nossos trabalhos.

LISTA DE FIGURAS.

FIGURA 1 - Conceito de Desenvolvimento Sustentável.....	2
FIGURA 2 - Categorias de valores atribuídos ao patrimônio ambiental.....	7
FIGURA 3 - Divisão de compartimentos de Salto Grande (Americana, SP).....	25
FIGURA 4 - Localização dos pontos de coleta no reservatório de Salto Grande (Americana, SP).....	25
FIGURA 5 - Representação das distâncias, em km, das estações de coleta.....	26
FIGURA 6 - Diagrama Unifilar da Sub-bacia do Atibaia.....	28
FIGURA 7 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Atibaia no mapa estadual e federal.....	40
FIGURA 8 - Perfis mensais da temperatura da água (°C) e da concentração de oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹), na estação 2, no período de agosto/96 a julho/97.....	67
FIGURA 9 - Perfis mensais da temperatura da água (°C) e da concentração de oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹), na estação 3, no período de agosto/96 a julho/97.....	68

- FIGURA 10 - Perfis mensais da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e da concentração de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), na estação 4, no período de agosto/96 a julho/97.....69
- FIGURA 11 - Perfis mensais da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e da concentração de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), na estação 5, no período de agosto/96 a julho/97.....70
- FIGURA 12 - Dendograma de Similaridade Temporal entre os diferentes anos em relação às variáveis indicadoras de qualidade de água.....123
- FIGURA 13 - Dendograma de Similaridade Temporal entre as estações de coleta, em função da variação espacial dos valores médios das diferentes variáveis indicadoras da qualidade de água, para o período estudado (ago/96 a jul/97).....124
- FIGURA 14 - Dendograma de Similaridade da variação espacial dos valores médios das diferentes variáveis indicadoras da qualidade, para o período estudado (ago/96 a jul/97).....125
- FIGURA 15 - Estimativa do custo de algumas técnicas de recuperação para o reservatório de Salto Grande. Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80.....143
- FIGURA16 - Estimativa das cargas de entrada, saída e da taxa de retenção do reservatório, para diferentes variáveis indicadoras de qualidade da água.....148

LISTA DE TABELAS

- TABELA 1 - Limites máximos estabelecidos para algumas variáveis indicadoras de qualidade de água, pela Resolução CONAMA 20/86 para corpos d'água da Classe 2.....48
- TABELA 2 - Precipitação (mm), temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), radiação solar ($\text{cal.cm}^{-2}.\text{min}^{-1}$), insolação (h/dia), umidade relativa do ar (%), velocidade média (m.s^{-1}), e direção predominante do vento, para o Reservatório de Salto Grande, no período de coleta.....52
- TABELA 3 - Dados hidrológicos: vazão afluente ($\text{m}^3.\text{mês}^{-1}$), vazão efluente ($\text{m}^3.\text{mês}^{-1}$), volume médio mensal ($\times 10^6\text{m}^3$), tempo de residência da água (dias) e pluviosidade mensal (mm) para o Reservatório de Salto Grande (Americana - S.P.) no período de 08/96 a 07/97.....54
- TABELA 4 - Valores de pH, oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e de saturação de oxigênio (%) na coluna d' água na estação 1 de agosto de 1996 a julho de 1997 na subsuperfície.....56
- TABELA 5 - Valores de pH, oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e de saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 6 de agosto de 1996 a julho de 1997 na subsuperfície.....58
- TABELA 6 - Variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 2, no período de agosto de 1996 a julho de 1997.....58
- TABELA 7 - Variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 3, no período de agosto de 1996 a julho de 1997.....59

TABELA 8 - Variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 4, no período de agosto de 1996 a julho de 1997.....	60
TABELA 9 - Variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 5, no período de agosto de 1996 a julho de 1997.....	61
TABELA 10 - Variação espaço-temporal da saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 2, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)	71
TABELA 11 - Variação espaço-temporal da saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 3, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)	72
TABELA 12 - Variação espaço-temporal da saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 4, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)	73
TABELA 13 - Variação espaço-temporal da saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 5, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)	74
TABELA 14 - Variação espaço temporal das concentrações de ferro total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana S.P)	75
TABELA 15 - Variação espaço-temporal da transparência da água (m) nas estações características de sistemas lênticos.	76

- TABELA 16 - Variação espaço temporal das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)77
- TABELA 17 - Variação espaço-temporal das concentrações de fosfato inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)79
- TABELA 18 - Variação espaço temporal das concentrações de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$), no período de agosto de 1996 a julho de 1997, na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)80
- TABELA 19 - Variação espaço temporal dos valores da concentração de nitrogênio total (mg.l^{-1}) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)81
- TABELA 20 - Variação espaço temporal das concentrações de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, no período de agosto de 1996 a julho de 1997, na Represa de Salto Grande (Americana SP)82
- TABELA 21 - Variação espaço temporal das concentrações de nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)83
- TABELA 22 - Variação espaço temporal das concentrações de amônio ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)85

TABELA 23 - Variação espaço-temporal da concentração de pigmentos totais (mg.l^{-1}), no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)	86
TABELA 24 - Variação espaço temporal do DQO (mg.l^{-1}) na água nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)	87
TABELA 25 - Variação espaço-temporal do DBO_5 (mg.l^{-1}) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)	88
TABELA 26 - Variação espaço temporal da redução do oxigênio (%), na avaliação do DBO na água, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP).....	89
TABELA 27 - Variação espaço temporal da concentração da fração total de material em suspensão (mg.l^{-1}) nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)	90
TABELA 28 - Variação temporal da concentração da fração orgânica de material em suspensão (mg.l^{-1}) nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)	92
TABELA 29 - Variação temporal da concentração da fração inorgânica de material em suspensão (mg.l^{-1}) nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)	93

TABELA 30 - Variação espaço temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) na estação 2, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)	94
TABELA 31 - Variação espaço-temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) na estação 3, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)	95
TABELA 32 - Variação espaço-temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) na estação 4, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)	96
TABELA 33 - Variação espaço-temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) na estação 5, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)	97
TABELA 34 - Variação espaço temporal dos valores de Alcalinidade (mEq/l) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP).....	98
TABELA 35 - Variação espaço-temporal das concentrações de silicato ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) na água, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)	99
TABELA 36 - Variação espaço-temporal dos valores de coliformes totaia (NMP/100 ml) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)	100

- TABELA 37 - Variação espaço-temporal dos valores de coliformes fecais (NMP/100 ml) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)100
- TABELA 38 - Concentração de metais no sedimento de fundo para a Represa de Salto Grande (Americana-SP), para os meses de abr/96, jul/96 e mar/97, coletados na estação 5.....101
- TABELA 39 - Concentração de metais em suspensão na água, para a Represa de Salto Grande (Americana-SP), nas estações 2 e 5, para os meses de nov/96 a jul/97.....102
- TABELA 40 - Concentração de metais dissolvidos na água, para o Represa de Salto Grande (Americana-SP), na estação 2 , para os meses de nov/96 a jul/97.....103
- TABELA 41 - Concentração de metais dissolvidos na água, para o Represa de Salto Grande (Americana-SP), na estação 5 , para os meses de nov/96 a jul/97.....104
- TABELA 42 - Concentração de organoclorados (ng/μl) na subsuperfície, na Represa de Salto Grande, no período de ago/96 a dez/96, nas estações 1, 3, 4 e 6.....106
- TABELA 43 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para fósforo total para os trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹109

- TABELA 44 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para nitrogênio total nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lóxico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹.....109
- TABELA 45 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para amônio nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lóxico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹.....110
- TABELA 46 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para fração total de material em suspensão nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lóxico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico). A unidade dos valores é dia⁻¹.....111
- TABELA 47 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para DBO nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lóxico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹.....111
- TABELA 48 - Diferentes classes de percentual de retenção média, para o reservatório de Salto Grande para o período de ago/96 a jul/97.....113
- TABELA 49 - Datação e taxa de sedimentação do perfil da estação 4 da Represa de Salto Grande (Americana-SP)115
- TABELA 50 - Datação e taxa de sedimentação do perfil da estação 5 da Represa de Salto Grande (Americana-SP)116

- TABELA 51 - Variáveis indicadoras da qualidade da água do rio Atibaia antes do reservatório de Salto Grande, para o mês de junho de 1969 segundo relatório: Controle de Poluição das Bacias Piracicaba e Jundiaí (1969)117
- TABELA 52 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1980 segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponto: 00SP14AT2605)117
- TABELA 53 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1985 segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponto: 00SP14AT2605)118
- TABELA 54 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1990 segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponto: 00SP14AT2605)118
- TABELA 55 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1995 segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia. (Ponto: 00SP14AT2605)119
- TABELA 56 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1996, na estação 1 no rio Atibaia segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponte Estrada Nova que liga Campinas-Cosmópolis). (Ponto: 00SP14AT2605)119

- TABELA 57 - Resultados da Matriz de Correlação entre os valores médios anuais das variáveis físicas, químicas e biológicas indicadoras da qualidade de água do reservatório de Salto Grande, para o período de ago/96 a jul/97. Os valores em vermelho significam uma correlação significativa.....127
- TABELA 58 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para uma população equivalente à carga orgânica potencial de matéria orgânica despejada pela indústria no o ano de 1993.....131
- TABELA 59 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para uma população equivalente à carga orgânica remanescente de matéria orgânica despejada pela indústria no o ano de 1993.....133
- TABELA 60 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para uma população equivalente à carga orgânica remanescente de matéria orgânica despejada pela indústria no o ano de 2000.134
- TABELA 61 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para a populações urbanas do ano de 1995.....135
- TABELA 62 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para a populações urbanas do ano de 2000.135

- TABELA 63 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para a populações urbanas do ano de 2005.137
- TABELA 64 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para a populações urbanas do ano de 2010.137
- TABELA 65 - Cálculo dos valores totais (US\$) de construção de estação de tratamento e custo de operação anual para a industria e municípios da bacia do rio Atibaia, considerando a carga orgânica de 1993 para industria e 1995 para os municípios.....138
- TABELA 66 - Valores totais (US\$) de construção de estação de tratamento e custo de operação anual para a industria e municípios da bacia do rio Atibaia, relativa a carga orgânica do ano 2000.....139
- TABELA 67 - Custo de remoção de sedimento (US\$) do Reservatório de Salto Grande.141
- TABELA 68 - Carga de DBO (Kg/DBO₅/dia), afluente, efluente, quantidade retida pelo reservatório e os valores (US\$), correspondentes a construção e operação anual de estações de tratamento de esgoto.....147

RESUMO

A represa de Salto Grande está localizada no Município de Americana, Estado de São Paulo. O reservatório entrou em funcionamento em 1950, com a finalidade de gerar energia elétrica, atualmente é utilizado também para irrigação, piscicultura, recreação e abastecimento. Esse trabalho tem como objetivo integrar a análise ecológica e econômica, enfocando o estudo da qualidade da água na bacia hidrográfica e sua ocupação, como subsídio para o manejo e conservação de sistemas aquáticos regionais, além de considerar os custos de tratamento e recuperação de um sistema impactado e avaliar os benefícios ecológicos e econômicos, que o reservatório realiza em relação a qualidade da água do rio Atibaia. Para tanto, foram realizadas coletas mensais de agosto de 1996 a julho de 1997 no rio Atibaia e na represa, dados secundários também foram utilizados. O rio Atibaia vem sendo degradado desde os anos setenta; esse processo ficou evidenciado por meio dos resultados da datação do sedimento, taxa de sedimentação e por meio da análise do período de 1969 a 1996 de algumas variáveis físicas e químicas indicadoras de qualidade da água. Os resultados indicam que, pelo menos 1 mês em cada ano na última década o rio esteve fora dos padrões legais estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 para rio Classe 2. Esse processo crescente de deterioração da qualidade da água está relacionado, ao lançamento de efluentes industriais e esgoto sanitário, provenientes do complexo industrial de Paulínia e das cidades a montante. Para o ano 2000 os investimentos na sub-bacia para o tratamento da carga orgânica lançada foram estimados em US\$106 milhões para construção e US\$24 milhões, para operação anual. No presente trabalho, estimou-se o valor atribuído ao serviço de retenção de matéria orgânica que o reservatório presta, contribuindo para a melhoria da qualidade da água. Esse serviço ambiental corresponde à construção de uma estação de tratamento de esgoto no valor aproximado de US\$7 milhões e com custo operacional anual de US\$1,6 milhões. O objetivo principal do levantamento das estimativas dos custos de tratamento e recuperação é indicar a ordem de grandeza da questão econômica inserida na questão ambiental, e subsidiar as discussões necessárias ao gerenciamento adequado dos recursos hídricos.

Palavras Chaves: Qualidade de água, Valoração, Gestão Ambiental, Eutrofização, Reservatório de Salto Grande.

ABSTRACT

The Salto Grande reservoir is located in the municipality of Americana in the state of São Paulo. The reservoir began its activity in 1950 with the objective of generating solar energy. Currently, it is also used for irrigation, pisciculture, recreation and supply. This paper has the objective of integrating the ecological and economical analysis, focusing mainly on a study of the water quality in the hydrographic basin and its occupation, as a subsidy to the management and conservation of regional aquatic systems, aside from considering treatment costs and recuperation of an impacted system and an evaluation of the ecological and economical benefits that the reservoir provides regarding the water quality in the Atibaia River. In order to do so, samples were collected monthly between August 1996 and July 1997 on the Atibaia River and from the reservoir, although secondary data was also employed. The Atibaia River has been suffering degradation since the 1970's and this process has been evidenced by the results obtained from dating sediment, sedimentation rate, and by means of the analysis of physical and chemical water quality indicators during the period of time between 1969 and 1996. The results indicated that during at least 1 month over the last decade, the river has been under the required legal standards established by a resolution on behalf of "CONAMA" (the regulating organ in this area) number 20/86da for class 2 rivers. This process of growing deterioration of the water quality is related to the emission of industrial effluents and sewage originated in the industrial complex of Paulínea and surrounding towns. For the year 2000, investments on the sub-basin for treatment of organic matter emitted has been estimated at around US\$106 million for construction and another US\$24 million for annual functioning expenses. During the present research, the estimated value attributed to the retention of organic material to which the reservoir serves has been calculated as greatly contributing to the water quality. This environmental deed corresponds to the construction of a sewage treatment station valued at approximately US\$7 million with an operating cost of a yearly US\$1.6 million. The main objective of tallying cost estimates for treatment and recuperation is to indicate the order of greatness concerning the economic issue which is inherent to the environmental issue. Subsidizing the necessary discussions to the adequate management of water sources is another.

Key Words: Water quality, valuation, Environmental management, Eutrophication, Salto Grande Reservoir.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Aspectos gerais do quadro atual da degradação ambiental

O quadro atual de degradação ambiental demonstra a necessidade de medidas urgentes que visem reverter a tendência vigente do desenvolvimento sócio-econômico, tanto no âmbito regional, como mundial, de acarretar prejuízos ao ambiente, à condição de vida da população e às atividades econômicas.

Os processos ecológicos nos ecossistemas, sua capacidade assimilativa e de autodepuração, assim como as relações existentes entre a qualidade ambiental desejada e as atividades econômicas, são complexos e ainda pouco conhecidos.

Mesmo frente a essas dificuldades, a questão da eminente degradação ambiental e a da deterioração da qualidade de vida deve ser analisada como um processo em andamento, que pode ser diagnosticado e monitorado, por exemplo, por meio da avaliação da qualidade da água (abordagem ecológica) e dos custos de recuperação e tratamento de ambientes degradados (abordagem econômica).

Pela análise do contexto histórico da abordagem das questões ambientais nos últimos 30 anos, pode-se evidenciar algumas mudanças, busca-se, principalmente, maior integração das diferentes áreas do conhecimento.

A reunião de Estocolmo em 1972, que contou com a presença de mais de 113 países, foi sem dúvida um marco na história, tanto pela sua repercussão mundial como pela sua proposta de discussão a nível global das

principais questões ambientais. Entretanto as divergências entre desenvolvimento econômico e equilíbrio ecológico foram marcantes.

Em 1987, surge o Relatório Brundtland (Nosso Futuro Comum), este relatório sintetiza a discussão de anos anteriores com uma visão global do processo de degradação ambiental.

Vinte anos após o encontro de Estocolmo, foi realizado no Rio de Janeiro a ECO92, com a participação de 170 países, pôde-se observar a convergência de propostas, definidas, principalmente, pela importância dada ao conceito de Desenvolvimento Sustentável.

Segundo MUNASINGHE & MCNEELY (1995), a expressão "Desenvolvimento Sustentável" foi concebida para demonstrar que o crescimento econômico e proteção ambiental podem ser compatíveis.

Pode-se definir Desenvolvimento Sustentável baseado na forma de um triângulo equilátero, que representa o equilíbrio entre desenvolvimento econômico, recursos naturais (equilíbrio ecológico) e equidade social (FIGURA 1).



FIGURA 1 - Conceito de Desenvolvimento Sustentável.

Cada um dos conceitos que formam o triângulo possuem mobilidade para, ora estar na ponta superior do triângulo, ora na sua base, demonstrando a mobilidade e emergência da importância de cada conceito, conforme a situação, a região e as características das variáveis ambientais, sociais, econômicas, entre outras.

O desenvolvimento sustentável é uma estratégia de desenvolvimento que busca a melhoria da qualidade de vida frente a uma visão sistêmica. Fica clara a necessidade da gestão dos recursos naturais dentro desse novo contexto, implicando em uma abordagem verdadeiramente multidisciplinar, com avaliações sob diferentes critérios, principalmente em nível regional. Viabilizar essa questão é a preocupação e o grande passo técnico-científico dos próximos anos.

Um dos caminhos para isso é a aproximação da Economia à Ecologia. Esta nova perspectiva de trabalho abre uma série de alternativas teóricas e práticas, que vá contribuir para o desenvolvimento sustentável.

Segundo COMAR (1994), existe uma necessidade urgente de realização de estudos integrados de processos humanos e naturais, com a finalidade de desenvolvimento de estratégias de manejo que reconheçam e promovam as conexões vitais entre essas ciências. Economia e Ecologia não podem abordar, independentemente, os problemas ambientais. Tais fenômenos não podem ser resolvidos focalizando aspectos isolados, tornando-se necessária uma visão mais abrangente.

A inversão na questão meio ambiente e desenvolvimento econômico reside no fato de que, ao mesmo tempo que o desenvolvimento econômico depende dos recursos naturais, também gera impactos nos mesmos.

A solução da dicotomia entre desenvolvimento econômico e equilíbrio ecológico é, justamente, uma abordagem multidisciplinar dos problemas econômicos, que relacione com clareza sua dependência em relação aos recursos naturais.

A gestão de recursos naturais depende de processos políticos, sócio-econômicos e técnico-científicos. O processo político depende das interações e relações União, Estado e Municípios, dos órgãos ou instituições que devem cuidar para que a legislação seja cumprida (SABESP, CETESB, DEPRN, etc) e das Organizações não Governamentais. Essa é uma questão muito delicada, e de grande importância.

O segundo ponto refere-se à participação da sociedade. Esta questão está relacionada a educação, cultura e cidadania, que norteia a distribuição de renda.

A carência de informações é evidente em todos os níveis sociais, gerando um processo de embotamento, fazendo com que a sociedade perca o contato com os recursos naturais, tornando-se muitas vezes incapaz de atribuir determinado valor ao recurso, ou de mobilizar-se por uma política adequada de desenvolvimento, equidade social e equilíbrio ecológico.

O terceiro ponto refere-se ao aspecto técnico-científico. É neste contexto que o presente trabalho pretende contribuir ao entendimento do ambiente no processo de valoração de recursos naturais, com ênfase na qualidade da água e custos de tratamento de esgoto sanitário e industrial, e na avaliação de custos de técnicas de recuperação para o Reservatório de Salto Grande, que pode ser tomado como exemplo regional.

1.2 Degradação ambiental sob o ângulo econômico.

A economia Clássica foi uma doutrina largamente aceita por volta de 1870, de que o valor do produto depende fundamentalmente do custo de produção. Ao fim do século XIX, esta visão foi superada pela visão Neo Clássica, segundo a qual o valor depende tanto do custo de produção (oferta), quanto da utilidade (demanda) (WONNACOTT & WONNACOTT, 1994).

Os economistas vêem portanto a degradação ambiental como um problema de escassez. O recurso escasso no caso é a capacidade assimilativa do ambiente (GUAZELLI 1992).

Segundo o mesmo autor, os problemas de degradação ambiental surgem quando a produção de resíduos pelo sistema econômico ultrapassa a capacidade de assimilação ou diluição natural.

Por outro lado, há que se ter consciência que a maioria dos métodos de controle de degradação ambiental não elimina os resíduos, meramente os transforma.

Para abordar estes problemas os economistas utilizam o princípio do marginalismo, ou seja encontrar um equilíbrio entre duas margens.

Marginal é um termo usualmente utilizado pelos economistas com o significado de "adicional" (WONNACOTT & WONNACOTT 1994).

Considere-se por exemplo, a decisão relativa à quantidade de "poluição" que deverá ser tolerada. Esta decisão requer que se encontre o equilíbrio entre duas margens. A primeira é o custo marginal social de poluição, qual seja, o custo total para todos os indivíduos de uma sociedade de uma unidade adicional de poluição. A segunda margem é o custo adicional de abatimento da poluição, esta nada mais é que o custo de reduzir a poluição de um dado tipo, de uma unidade (GUAZELLI 1992).

Desta forma, a incorporação da análise econômica torna-se uma ferramenta essencial para a abordagem de sistemas naturais.

O fato de o meio ambiente sempre ter sido considerado um recurso abundante e classificado na categoria de bens livres, ou seja, daqueles bens para os quais não há necessidade de trabalho para sua obtenção, dificultou a possibilidade do estabelecimento de certos critérios para a sua utilização, tornando disseminada a degradação ambiental, passando a afetar a totalidade da população, através de uma apropriação socialmente indevida do ar, da água e do solo (DONAIRE, 1995).

A análise econômica, no momento que não considera os impactos no ambiente, gera as externalidades, que segundo WONNACOTT & WONNACOTT (1994), aparecem quando no desenvolvimento normal da atividade econômica existe interdependência extra mercado entre empresas e/ou indivíduos. Por exemplo um indivíduo afeta o bem estar do outro ou uma empresa afeta o lucro da outra. Existe algum agente provocando efeitos negativos ou positivos.

O que implica em duas premissas:

- não existe um pagamento pelo efeito causado e
- o produto é involuntário.

Desta forma, segundo DIXON & SHERMAN (1990), pode-se optar por caracterizar em termos monetários estas externalidades, entretanto existem alguns pontos a se considerar:

- existem muitas dificuldades em se avaliar as causas e efeitos no meio ambiente, por exemplo quantificar o tempo de duração e a

área geográfica de um impacto, avaliar a capacidade suporte do sistema, avaliar a riqueza genética do sistema, indentificar e prever os efeitos acumulativos e sinérgicos;

- muitas vezes as avaliações ambientais são quantitativas.
- existe grande variação tanto na escala temporal como espacial e
- este tipo de avaliação deve ser conduzida por um grupo multidisciplinar.

O processo de valoração significa determinar os custos e benefícios do recurso natural, sua recuperação e sua conservação, por meio da estimativa dos seus bens e serviços.

Bens são os produtos que são retirados direta ou indiretamente e serviços são as funções ecológicas, tais como: reciclagem de nutrientes, produtividade primária, diversidade biológica, etc (GRASSO et al 1995).

A definição do valor econômico do meio ambiente tem sido objeto de intensa discussão (MOTTA, 1990). Segundo ABAZA (1993) e TURNER (1991), o valor econômico total (VET), de um recurso consiste em seu valor de uso (VU) mais o valor de não uso (VNU). Os valores de uso podem ser subdivididos em valores de uso direto (VUD), indireto (VUI) e o valor de opção (VO). Os valores de não uso também podem ser subdivididos em valor de existência (VE) e o valor de legado (VL). Este conceitos estão representados e exemplificados na FIGURA 2.

Técnicas de valoração de recursos ambientais, são maneiras de melhorar a integração de recursos naturais e questões ambientais nas análises econômicas e políticas. Existem várias técnicas para atribuir valores monetários para os bens e serviços ecológicos e estão muito bem descritas em PEARCE (1974), PEARCE & TURNER (1986) e DIXON & HUFSCHMIDT (1986). Essas técnicas podem ser divididas didaticamente da seguinte forma:

- a) Técnicas baseadas no preço de mercado.
 - a.1) A avaliação de efeitos diretos em mercados convencionais.

Esta técnica consiste em valorar efeitos que mudem a qualidade e quantidade de saídas, que são eventualmente trocadas no mercado.

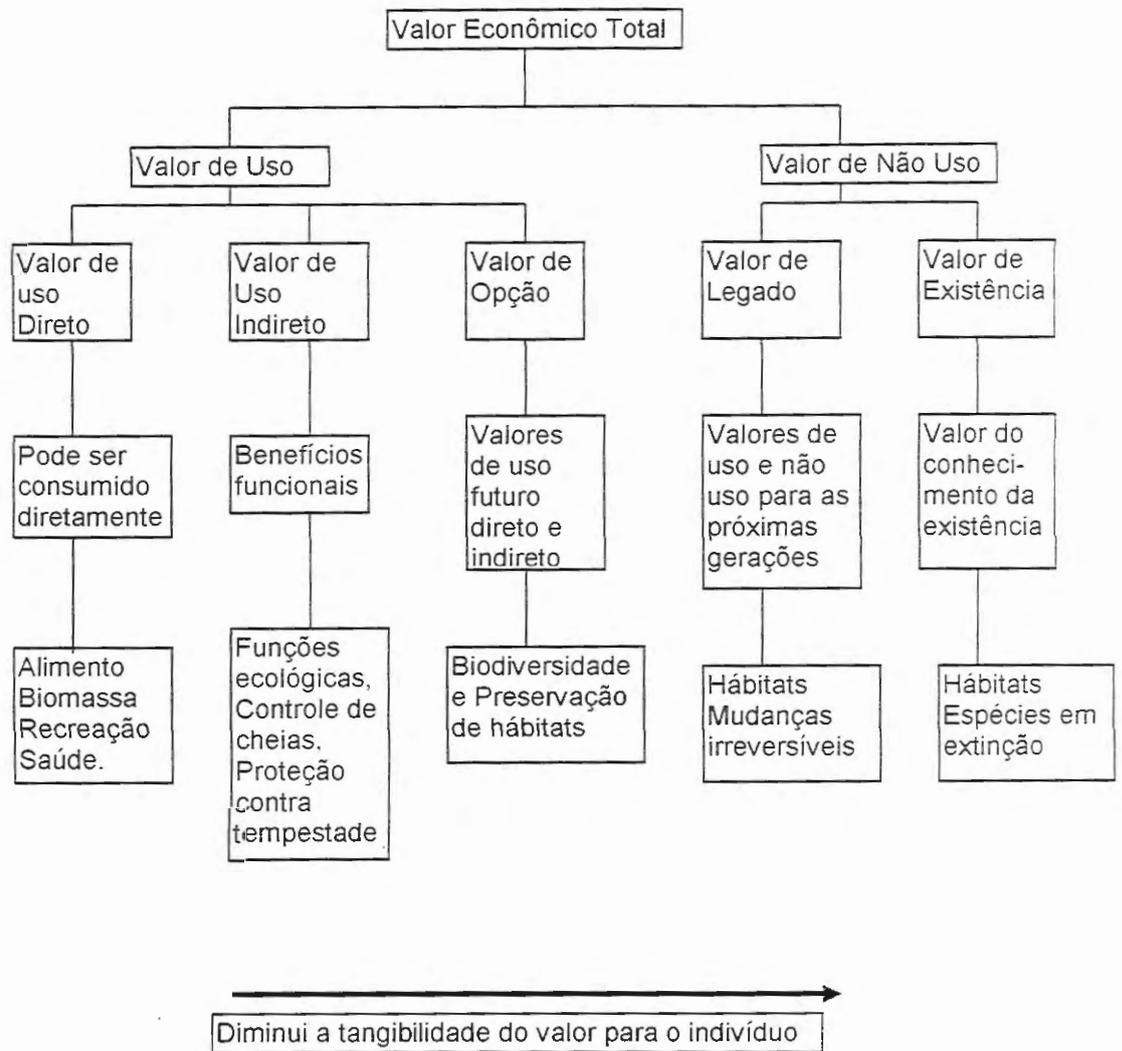


FIGURA 2. Categorias de valores econômicos atribuídos ao patrimônio ambiental. (ABAZA, 1993).

Tais efeitos podem ser valorados pela estimação de mudanças em valores de produção de bens ou serviços que ocorrem como resultado de alguma mudança no uso do recurso (DIXON & SHERMAN, 1990).

Esta técnica específica é conhecida como “mudança na produtividade”, ou “efeito na produção”, o que consiste na avaliação direta das conseqüências dos impactos na produção (HUFSCHMIDT et al., 1990).

a.2) Outra técnica conhecida é a perda de lucro ou depreciação do capital associado a alguma degradação ambiental. É possível avaliar as conseqüências para saúde ou seja segundo HUFSCHMIDT et al. (1990) a análise do efeito causado pela degradação ambiental ou poluição na saúde

humana, significa medir as perdas geradas por doenças ou morte. As dificuldades são estabelecer as causas e efeitos e as doenças crônicas.

a.3) Ações futuras ou potenciais também podem ser valoradas em mercados convencionais. A técnica conhecida para este fim é a do "custo de reposição". Os benefícios do recurso ambiental deveriam ser ao menos os custos ou despesas com sua recuperação. Nas Filipinas o custo de reposição está sendo usado para valoração de águas subterrâneas comparado com o custo de desenvolvimento de novas alternativas. (HUFSCHEMIDT et al., 1990).

b) Um segundo grupo de técnicas são aquelas baseadas em preço de mercado substituto ou implícito.

Esta abordagem se faz necessária quando dados de mercado não são disponíveis.

Em alguns casos pode-se estimar o valor de um bem ou serviço ambiental pelo exame do preço pago por um bem ou serviço associado ou muito próximo que é comercializado no mercado ou seja que possua preço de mercado conhecido como bens de mercado substituto (DIXON & SHERMAN, 1990).

b.1) A técnica mais usada nesta categoria é o bem de propriedade. O valor da propriedade é afetado por várias variáveis como tamanho, material de construção, etc, assim como, por atributos ambientais.

O bem de propriedade ou valor de propriedade em locais ou área onde existe relativo mercado competitivo pela terra, é possível determinar o preço real e decompô-lo em atributos em diferentes categorias como proximidade de escola, tamanho do lote, etc. O método pretende determinar aquele componente do valor de propriedade que possa ser atribuído a variável ambiental relevante. Portanto a disposição à pagar marginal para aumentar a qualidade ambiental local é refletida no aumento do preço do mercado de moradia em locais mais limpos. (HUFSCHEMIDT et al., 1990).

b.2) Outra abordagem é a técnica de salários diferenciais. Diferenças em níveis de salários para empregos similares em áreas diferentes ocorre devido a diferenças de condições de trabalho e vida. Segundo HUFSCHEMIDT et al. (1990), esta diferença no salário procura refletir as

mudanças no preço de variáveis econômicas (variação de salário) para as condições ambientais. Existem componentes do salário que são determinados pela poluição ambiental ou por danos ambientais associados ao emprego ou local de trabalho.

b.3) Custo de viagem. A técnica trabalha com a disposição à pagar para usufruir do parque em função da distância do mesmo e os gastos relativos com viagem e entrada no parque. As informações dos custos de viagem servirão para a construção de uma curva de demanda (DIXON & SHERMAN, 1990).

Este método procura determinar a demanda por um local recreacional exemplo: número de visitantes por ano em um parque como função de variáveis como consumo, preço e variáveis sócio-econômicas. O preço geralmente é a soma do custo de elementos como: entrada no local, custo de viagem para o local, custo de oportunidade de se gastar tempo. O excedente do consumidor associado a curva de demanda provê uma estimativa do valor de recreação no local em questão. (HUFSCHEMIDT et al., 1990).

c) Uma outra alternativa metodológica é questionar as pessoas diretamente, sobre como elas reagiriam a uma situação dada. Baseado nas suas respostas, o valor de um bem ou serviço para cada pessoa pode ser determinado e então extrapolado para determinar o efeito agregado onde todos são afetados. Esta abordagem é uma das poucas maneiras de se estimar o valor monetário de certos efeitos intangíveis como alguns processos ecológicos (DIXON & SHERMAN, 1990).

c.1) Método de avaliação de contingente. O método consiste em colocar questões diretas para os indivíduos para determinar quanto eles estarão dispostos a pagar por um recurso ambiental, ou quanta compensação eles estariam dispostos a aceitar se eles fossem destituídos ou privados do mesmo recurso. O método de avaliação de contingente é mais efetivo quando os entrevistados estão familiarizados com os bens e serviços ambientais (ex. qualidade da água) e possuem informações adequadas nas quais basear sua preferência. (HUFSCHEMIDT et al., 1990).

c.2) Outra abordagem é a técnica Delphi. Nesta técnica especialistas mais que consumidores são investigados e cuidam para aplicar valores em certos bens através de processos interativos.

Primeiro eles são independentemente pedidos a aplicar um valor em certo bem ou serviço e então estes valores são discutidos em grupo. Após considerar todas as opiniões cada especialista avalia sua decisão e faz uma nova estimativa. Idealmente os valores se tornarão menos divergentes em cada rodada (DIXON & SHERMAN, 1990).

1.3 Reservatório de Salto Grande: Aspectos regionais do quadro atual da degradação ambiental

1.3.1 Aspectos sociais e econômicos

No período de 1950/1960, a bacia do rio Atibaia, acompanhando a tendência para toda a Bacia do Piracicaba até então, de base nitidamente agrícola, passou por processo de industrialização. Esse processo esteve relacionado com a política governamental de industrialização do país. Também a concentração populacional começou a assumir grandes proporções, mas, foi no período de 1960/1970 que a bacia apresentou maiores índices de crescimento. É que nesse período, em função da Política Estadual de Desenvolvimento Urbano e Regional para o Estado de São Paulo, diversos programas foram implantados visando a desconcentração e descentralização das atividades industriais da área metropolitana. Inúmeras indústrias implantaram-se no interior do Estado e muitas outras deslocaram-se da capital para as cidades interioranas. A bacia do rio Piracicaba, muito bem servida de infra-estrutura, passou a ser altamente atrativa e, com isto, muitas indústrias fixaram-se na área. Concomitante, notou-se ganhos sistemáticos nas taxas de urbanização. Iniciou-se uma progressiva concentração populacional na área urbana, desencadeando um processo de perda da área rural nas sub-bacias do rio Piracicaba. Em muitos momentos da história, a economia dessa região chegou a registrar taxa de crescimento

superior às alcançadas pelo próprio estado de São Paulo (PROCHNOW 1990).

O "Milagre Econômico Brasileiro", que marcou o período de 1968 a 1974, provocou expressivas mudanças no setor industrial. Houve grande aumento, tanto no número de estabelecimentos, como de pessoal ocupado. Conseqüentemente houve aumento no valor da produção industrial, esse fenômeno de cunho predominantemente político, provocou muitas repercussões nos ecossistemas hídricos da bacia hidrográfica.

Concomitantemente ao "Milagre Econômico", como comentado, iniciou-se nos anos 70, a política de desconcentração dos espaços metropolitanos. Ao contrário do que se desejava, no entanto, a desconcentração industrial operou-se de modo bastante seletivo. Beneficiaram-se quase que exclusivamente, os municípios próximos à cidade de São Paulo e os situados ao longo das principais rodovias. Com isto, a desconcentração industrial revelou-se, para a bacia do rio Piracicaba, altamente concentradora. Os crescimentos populacional e industrial de alguns municípios, associados à proximidade física dos mesmos, acabaram desencadeando a cornubação de muitos deles. Tais municípios, localizados no entorno de Campinas, deram origem a sua metropolização. Partindo de Campinas, que é o núcleo central da cornubação regional, irradiaram-se diversos vetores multidirecionais, envolvidos com esse processo; esses diversos municípios estão localizados nas bacias dos rios Atibaia, Jaguari e Piracicaba. (PROCHNOW 1990).

A tendência, nesses municípios localizados no entorno de Campinas, foi de acumulação crescente de capital, estabeleceu-se para a área um processo de retroalimentação, uma vez que capital atrai industrialização e industrialização atrai mais capital e aumento populacional.

1.3.2 Fatores políticos-institucionais

Nos últimos trinta anos, a dinâmica das decisões políticas transformou o interior do Estado de São Paulo, por meio da Política Agrícola e estímulos político-sociais provenientes do assentamento industrial.

O incremento desse tipo de preocupação acabou estimulando o governo estadual a incorporar-se na discussão e, a partir da gestão de Abreu Sodré (1967-1971), as indústrias passaram a ser estimuladas a deixar a região metropolitana, rumo ao interior do estado, muito embora as estratégias utilizadas e a intensidade de intervenção propostas tenham variado muito de governo para governo. (NEGRI 1985 apud TARTÁLIA & OLIVEIRA 1988).

Em movimento paralelo, “a questão da política industrial e a orientação de sua localização, de competência das indústrias e a orientação de sua localização, de competência das esferas federal e estadual do governo, passaram a ter mais um aliado, as prefeituras dos municípios que, sem estruturas administrativa, técnica e financeira, assumiram, para si, tarefas acima de suas possibilidades, isto é, financiaram as políticas de atração industrial para os seus municípios”.

Desviando recursos para subsidiar a vinda do capital produtivo, esqueceram que as demandas públicas tinham um duplo sentido: “atender à necessidade de infra-estrutura à instalação do capital”, mas também “às novas e maiores necessidades decorrentes do aumento populacional”. Em suma, não se analisou os efeitos reais da ocupação industrial sobre a infra-estrutura urbana existente, sobre as finanças públicas, nem tampouco sobre os sistemas naturais.

A agricultura, da mesma forma que a indústria, desempenhou papel fundamental no incremento da sobrecarga ambiental na região e provocou alterações profundas com a generalização da utilização excessiva de insumos mecânicos, químicos e biológicos e mudanças nas formas de relação capital e trabalho. (PROCHNOW, 1990).

Os desenvolvimentos industriais e agrícolas desequilibrados e a conseqüente concentração populacional foram os agentes de sobrecarga dos sistemas naturais da bacia do Piracicaba. No município de Paulínia, ocorreu.

ainda, grande produção de cana-de-açúcar e de insumos da agro-indústria, incentivados pelo Plano Nacional do Alcool (PROALCOOL), implantado a partir de 1975 e que se somaram à produção e industrialização de cítricos, fortemente incentivados pela política de exportação, já a partir da década de sessenta.

Dentro desse processo, a CETESB, criada em 1973, teve em 1975, suas atribuições ampliadas de responsável pelo controle de poluição das águas, para controle de qualidade ambiental, constituindo-se em importante instrumento de controle das novas instalações industriais, bem como da normatização do seu funcionamento.

Enquanto a CETESB lutava para posicionar-se funcional e politicamente, o Estado, que ainda hoje está pouco aparelhado para formular e implementar uma política efetiva de adequação de desenvolvimento econômico e preservação dos recursos naturais, permitia que setores responsáveis pelo planejamento econômico e de desenvolvimento adotassem políticas de intervenção na paisagem do Estado de São Paulo, sem qualquer parecer do setor responsável pela qualidade ambiental estadual (NEPAM/UNICAMP 1997).

Todo esse processo político institucional propiciou a diluição das responsabilidades, no âmbito governamental, do órgão fiscalizador e da sociedade civil, implicando no enfraquecimento da ação organizada. Como resultado, a região da bacia do Piracicaba apresenta-se, hoje, como uma das áreas mais degradadas, tanto em relação aos recursos naturais, principalmente os hídricos, como em termos sociais.

1.4 Abordagem espacial para estudos ambientais: A bacia hidrográfica

Para melhor compreensão dos ecossistemas aquáticos, torna-se necessário o estudo da sua bacia hidrográfica de influência e a interação do ambiente aquático com o terrestre. Também alguns conceitos ecológicos, que serão discutidos a seguir, devem ser bem analisados, para que se entenda a necessidade do estudo da bacia hidrográfica como unidade ecológica.

Segundo ODUM (1985), o conceito de ecossistema é definido como: qualquer unidade que inclua a totalidade dos organismos de uma área determinada, que atuam em reciprocidade com o meio físico, de modo que, uma corrente de energia conduza a uma estrutura trófica, a uma diversidade biótica e a ciclos de materiais.

Dois pontos devem ser analisados; o primeiro, o ser humano, direta ou indiretamente participando de todos os ecossistemas, e sempre interferindo positiva ou negativamente no mesmo. O segundo ponto, é que o conceito de ecossistema sempre permitiu certa subjetividade na sua interpretação. A escolha da bacia hidrográfica parece ser a melhor solução como definição de ecossistema, e essencial para os estudos, que visam ao planejamento ambiental.

Um ecossistema é capaz de manter sua estabilidade por três mecanismos principais:

- controlando o fluxo de energia que atravessa o sistema;
- controlando as taxas dos ciclos de elementos no sistema;
- mantendo a diversidade de espécies e cadeias alimentares (estrutura ecológica) (JORGENSEN & JOHNSEN, 1990).

Os ecossistemas são, portanto, capazes de retroalimentação, positiva e negativa. Há uma tendência dos ecossistemas em resistir às mudanças e permanecer em estado de equilíbrio dinâmico, (Homeostase). Resumidamente, o que preserva a integridade do ecossistema são as interações entre seus componentes bióticos e abióticos, e os processos de retroalimentação

Segundo MARGALEF (1986), um ecossistema não é governado totalmente por suas leis internas, e sim, forçado por agentes externos, respondendo a pressões, modificando seu funcionamento, como se tentasse minimizar as suas conseqüências. Pode-se entender tal afirmação, tomando como base o conceito de estabilidade do ecossistema: não só os componentes internos do sistema ajudam nesse equilíbrio, como também os sistemas adjacentes.

Portanto, a bacia hidrográfica é, sem dúvida, essencial como unidade para os estudos ecológicos. E pode-se considerar o sistema aquático como um indicador das atividades realizadas na bacia.

A ocupação humana de uma bacia hidrográfica resulta na alteração do equilíbrio e do balanço de energia, tendo como consequência, maior assoreamento dos corpos d'água com a retirada da vegetação nativa, e devido à impermeabilização e uso inadequado do solo, provoca maior escoamento superficial, o que acarretará cheias mais rápidas e mais fortes (DILLON & KIRCHNER, 1975; CLUIS et al., 1988).

A conservação de ecossistemas aquáticos deve, portanto, ser considerada contemplando-se o estudo da bacia hidrográfica em um sistema regional, com o desenvolvimento de programas de monitoramento adequado para o controle da qualidade e quantidade de água.

O manejo e conservação de sistemas aquáticos, no Brasil, é uma atividade muito complexa devido às diferenças regionais dos sistemas ecológicos, a diversidade de impactos e o insuficiente banco de dados ecológicos (TUNDISI & BARBOSA, 1995).

Segundo TUNDISI (1990), três conceitos fundamentais devem ser considerados em relação ao problema de conservação e manejo de ecossistemas aquáticos no Brasil:

- a escala do sistema artificial ou natural, e a diversidade dos problemas ecológicos, econômicos e sociais em cada região;
- a variabilidade temporal, como sazonalidade ou ciclos diurnos em sistemas aquáticos e;
- a heterogeneidade espacial produzida pelo mosaico dos sistemas terrestre/aquático.

Dentro da mesma temática, BARBOSA (1994) chamou atenção para a necessidade do desenvolvimento de um Programa Brasileiro de Conservação e Manejo de Ecossistemas Aquáticos. Esse programa teria os seguintes pontos principais:

- controle de sistemas degradados;
- desenvolvimento de programas de monitoramento de qualidade de água;

- identificação de propostas de manejo e;
- definição de usos múltiplos de sistemas aquáticos.

O referido programa deveria ser desenvolvido em quatro fases:

- identificação de sistemas prioritários;
- inventários e caracterização geral, considerando as interfaces entre sistemas adjacentes;
- desenvolvimento de estudos comparativos e organização de um banco de dados e;
- definição de propostas de manejo e exploração sustentável dos recursos, com especial consideração para os estudos sócio-econômicos regionais.

Essas informações vêm corroborar mais uma vez a afirmativa de que o estudo dos processos ecológicos, concomitante com fenômenos econômicos, mostra-se como uma importante ferramenta para o manejo e conservação ambiental, e que o processo de eutrofização é um dos principais problemas de impactos nos sistemas aquáticos.

1.5 A estrutura e dinâmica de reservatórios

Os reservatórios são utilizados para diferentes finalidades e possuem importância econômica, ecológica e social sendo fundamentais no planejamento regional (TUNDISI, 1994).

A característica essencial de um reservatório é a existência de gradientes (horizontais e verticais), e de um fluxo contínuo em direção à barragem. Esses gradientes representam variações temporais que dependem dos fluxos de água para os reservatórios e das diferenças de nível que ocorrem durante as diversas épocas do ano (TUNDISI 1985).

Segundo MARGALEF (1983), um aspecto característico do reservatório é a heterogeneidade direcionada pelo fluxo principal. Isto significa dizer que um reservatório reúne propriedades de um rio, como sistema de fluxo, e de lago, no qual o desenvolvimento de uma estratificação

térmica é evidente, conduzindo a um modelo de compartimentos superpostos (OLIVEIRA & CALIJURI, 1996).

A morfometria dos reservatórios varia muito, o que complica o estudo, a amostragem e o conseqüente manejo. (TUNDISI, 1994).

A baixa declividade e grandes áreas de inundação são as causas da compartimentalização, sendo que a compartimentalização temporal produzida pela descarga de água do reservatório para o rio é uma função de força chave na distribuição horizontal e vertical das variáveis físicas e químicas e dos organismos no reservatório. Outra fonte de variabilidade é a flutuação do nível de água, regulada pelo ciclo hidrológico e pela operação do reservatório (TUNDISI, 1994).

O tempo de residência da água é mais uma importante função de força no reservatório, dependente do ciclo hidrológico, do acúmulo de água e dos usos múltiplos da água. (STRASKRABA 1973).

O transporte de sedimentos e deposição são processos dominantes nos reservatórios e influenciam significativamente uma resposta em termos ecológicos do sistema. Sedimentos não estão apenas entre os principais contaminantes da água, mas são também os maiores carreadores de pesticidas, resíduos orgânicos, nutrientes e organismos patogênicos (THORNTON & KIMELL, 1990).

A estrutura térmica nos reservatórios é a síntese de um número de fenômenos complicados e interdependentes. A estratificação da coluna d'água resulta da mistura e transporte, mas mistura e transporte também dependem da estratificação (FORD, 1990).

Assim, quando pensa-se na hierarquia de processos ecológicos, é necessário identificar as funções de força controláveis (vazão, pulso de nutrientes e de substâncias tóxicas) e não controláveis (precipitação, vento e radiação) (CALIJURI, 1999).

Portanto, a base fundamental para o manejo de reservatórios é procurar as inter-relações entre as funções de força, que são evidentemente as geradoras de processos, e as variáveis de estado. A utilização de técnicas de quantificação para entender essas inter-relações, e o uso de metodologias

adequadas para alterar as funções de força e manejar o sistema constituem o cerne do problema. (CALIJURI E OLIVEIRA, 1995).

Como para outros ecossistemas, segundo TUNDISI e STRASKRABA (1995), o manejo dos reservatórios deve ser fundamentado em princípios teóricos de ecotecnologia tais como:

- Conservação de energia e matéria;
- Armazenamento de informações (essa memória do ecossistema o torna resistente à perturbações);
- Ecossistemas são dissipativos (por exemplo a formação de detritos);
- São sistemas abertos (que trocam energia, matéria e informação);
- São sistemas confinados externamente pelo ambiente físico;
- Estes sistemas apresentam uma hierarquia em função das variáveis físicas, químicas e biológicas;
- São sistemas de "feedback" múltiplos e;
- Ecossistemas são capazes de homeostase.

Os reservatórios são, portanto, capazes de manter um saudável estado de equilíbrio, sobre uma grande variação de condições. Entretanto, existem limites sob os quais o ecossistema não pode assimilar as mudanças. Uma força superior a esses limites pode quebrar a homeostase e danos maiores podem ocorrer.

A capacidade do ecossistema de adaptar-se e organizar-se é conhecida como resiliência, ou seja, a capacidade de um ecossistema de retornar a um estado inicial (ODUM 1985).

O Reservatório de Salto Grande está localizado em uma das regiões mais industrializada do país, onde há elevada demanda de água, tanto para a indústria, como para agricultura e abastecimento urbano. Esse sistema está em etapa avançada de eutrofização e contaminação resultantes, principalmente, de efluentes industriais e esgoto sanitário.

A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento da sua produtividade. A eutrofização pode ser natural ou artificial.

Na eutrofização artificial ocorre enriquecimento acelerado do sistema aquático, acarretando uma série de modificações nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água, afetando diretamente o ser humano.

A eutrofização artificial pode ser considerada como uma reação em cadeia, de causas e efeitos bem evidentes, cuja característica principal é a quebra de estabilidade e plasticidade do ecossistema. Com o rompimento do estado de equilíbrio, o ecossistema passa a ser incapaz de consumir e decompor a matéria orgânica presente no sistema. Esse desequilíbrio acarreta profundas mudanças no metabolismo de todo ecossistema.

Essas mudanças podem ser evidenciadas por alguns indicadores como:

- diminuição do teor de oxigênio da coluna d'água;
- diminuição da transparência da coluna d'água, devido ao aumento da comunidade fitoplanctônica;
- aumento das concentrações de nutrientes especialmente nitrogênio e fósforo;
- alterações de espécies com tendência a diminuição da diversidade e;
- aumento da produtividade primária.

Os trabalhos na represa de Salto Grande iniciaram-se em 1969 e foram apresentados em levantamentos realizados por CARVALHO (1975), SHIMIZU (1978 e 1981) e GIANESELLA-GALVÃO (1981).

Os aspectos ecológicos abordados foram: o estudo de bentos que iniciou-se com STRIXINO (1971) e teve continuidade com ROCHA (1972) e SHIMIZU (1978; 1981); Cladoceros planctônicos e eutrofização (ARCIFA, 1972); características físico-químicas e a variação da comunidade de Copepoda Cyclopoida (CARVALHO, 1979); estratificação térmica e perfis de oxigênio dissolvido na água (FROEHLICH et al, 1978); produção primária e os fatores físico-químicos (GIANESELLA-GALVÃO, 1981); distribuição e ecologia alimentar de peixes (ARCIFA et al, 1988; ROMANINI, 1989), interações peixe zooplâncton (ARCIFA et al, 1986); e sobre o processo de assoreamento na represa (COELHO, 1993).

Cita-se, ainda, o Projeto Integrado: "Bases Limnológicas e Ecológicas para o Manejo da Qualidade da Água e Usos Múltiplos do Reservatório de Salto Grande (SP)", coordenado pela Dra. Maria do Carmo Calijuri, no qual o presente trabalho está inserido. Os seguintes estudos já foram concluídos: produção primária e caracterização da comunidade fitoplanctônica (DEBERDT, 1997; MINOTTI, 1999); compreensão das formas de relação da população com o meio ambiente (BOTTURA, 1998); variação espacial e temporal da taxa de sedimentação e sua influência sobre características limnológicas (LEITE, 1998); estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas (MORAES, 1998); o fluxo de nitrogênio e seu uso por macrófitas aquáticas (BITAR, 1998); distribuição espaço temporal e balanço de massa do fósforo (RIOS, 1999), e a variação nictemeral de parâmetros limnológicos (DEBERDT, 1999).

O entendimento de ecossistemas depende cada vez mais da integração de diferentes campos da ciência. Por outro lado, devido aos impactos causados pelo homem nos sistemas naturais, necessita-se de abordagens mais pragmáticas, com a finalidade de resolver os problemas vigentes e planejar o futuro. Assim, o estudo proposto visa envolver a teoria ecológica e econômica, enfocando a bacia hidrográfica e sua ocupação, com a finalidade de propor estratégias de manejo e conservação dos sistemas aquáticos regionais e de suas bacias de drenagem.

Deve ser lembrado, portanto, que a água possui papel fundamental para a manutenção da qualidade de vida, e que as mudanças que ocorrem na qualidade da água são acompanhadas por mudanças nos sistemas social e econômico.

Necessita-se, assim, de um desenvolvimento ordenado, com bases técnicas e científicas visando ao bem estar social.

A participação da comunidade, pode direcionar as discussões e ações políticas e técnicas, para o estabelecimento de um plano de desenvolvimento que vise ao bem estar social, equilíbrio ecológico e o desenvolvimento econômico da região.

A tecnologia necessária para esses fins já existe; basta estabelecer-se as parcerias entre os diferentes segmentos da sociedade, academia, dirigentes e comunidade.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Integrar a análise ecológica e econômica, enfocando o estudo da qualidade da água na bacia hidrográfica e sua ocupação, como subsídio para o manejo e conservação de sistemas aquáticos regionais.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar a qualidade da água, considerando os aspectos legais e os custos de tratamento e recuperação de um sistema impactado em nível regional (Reservatório de Salto Grande).
- Avaliar os benefícios ecológicos e econômicos, que o reservatório realiza em relação a melhoria da qualidade da água do rio Atibaia.
- Avaliar, em abordagem hierárquica, as principais causas responsáveis pelo processo de eutrofização do reservatório de Salto Grande.
- Avaliar as diferentes taxas de retenção de variáveis físicas, químicas e biológicas no reservatório de Salto Grande.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho está inserido no Projeto Integrado: "Bases Limnológicas e Ecológicas para o Manejo da Qualidade da Água e Usos Múltiplos do Reservatório de Salto Grande (SP)". Parte das análises físicas químicas e biológicas apresentadas foram compartilhadas por diferentes pesquisadores, inclusive de outras instituições. Esta iniciativa significou menores custos para a realização do trabalho de campo e de laboratório e melhor aproveitamento dos dados gerados pelo grupo.

3.1 Variáveis Climatológicas

Os dados climatológicos precipitação (mm), temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), radiação solar ($\text{cal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$), insolação (h/dia), umidade relativa do ar (%), velocidade média do vento ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e direção predominante do vento na região, foram obtidos junto à estação climatológica da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo em Piracicaba (SP), para o período de agosto de 1996 à julho de 1997.

3.2 Variáveis Hidrológicas

Os dados de vazão de entrada ($\text{m}^3\cdot\text{mês}^{-1}$), vazão de saída ($\text{m}^3\cdot\text{mês}^{-1}$), e o volume médio mensal ($\times 10^6 \text{ m}^3$) para o reservatório de Salto Grande, foram fornecidos pela CPFL, com base nos dados de operação da usina hidroelétrica.

O tempo de residência da água (dia) no reservatório foi calculado mensalmente, dividindo-se o volume médio mensal do reservatório, pela

vazão média mensal. O período analisado foi de agosto de 1996 à julho de 1997. A variação da cota do nível d' água no reservatório é de 1,5 m.

3.3 Variáveis Limnológicas

De agosto de 1996 à julho de 1997 foram realizadas coletas mensais de água em 6 estações de amostragem, determinadas a partir de coleta preliminar.

A represa apresenta 4 compartimentos bem definidos (FIGURA 3).

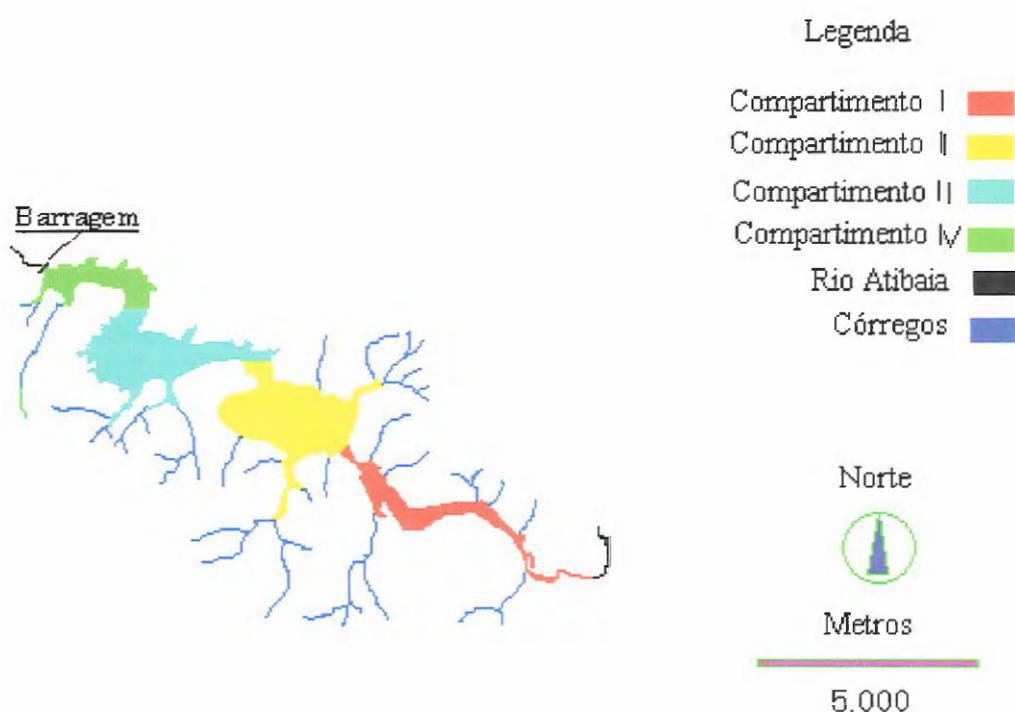


FIGURA 3. Divisão de compartimentos na Represa de Salto Grande (Americana, SP).

A localização das estações de coleta na represa estão apresentadas na FIGURA 4 .

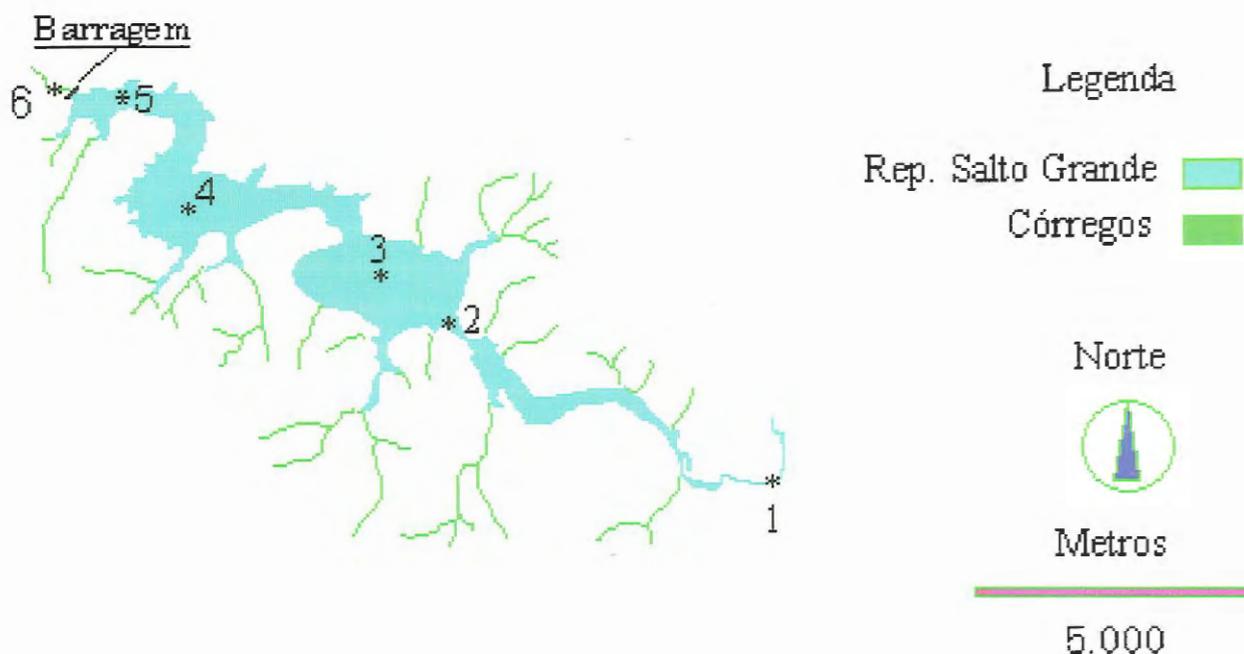


FIGURA 4 - Localização dos pontos de coleta no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)

A estação 1 está localizada dentro do perímetro urbano da cidade de Paulínia, no rio Atibaia, antes da represa. Esse ponto recebe grande quantidade de efluentes industriais e domésticos, sendo o ponto de coleta mais comprometido em termos de qualidade. Da estação 1 até a estação 2 percorre-se a distância de 8 Km, que caracteriza o trecho lótipo do sistema estudado.

A estação 2 está localizada logo após a área alagada da represa, já em ambiente lântico. Esse local de coleta apresenta liberação de gases, em grande quantidade oriundos da decomposição da matéria orgânica do sedimento e caracteriza o primeiro compartimento.

A estação 3 está localizada no segundo compartimento do reservatório, e a estação 4, no terceiro compartimento.

A estação 5 está localizada próxima à barragem, local de grande concentração de macrófitas (quarto compartimento).

A estação 6 está localizada após a represa, já em ambiente lótico, e permite verificar as mudanças da qualidade da água, em função do tratamento natural exercido pela represa. Essa estação representa a saída de material do reservatório.

O horário de coleta de amostras e análises de campo variou das 9 h às 14 h. As amostras de água foram coletadas da seguinte forma: no rio Atibaia, a montante e a jusante do reservatório, com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn na subsuperfície; e no reservatório, com o auxílio de uma bomba, integrando as profundidades de acordo com os perfis de temperatura e concentração de oxigênio dissolvido, determinados previamente, uma vez que estes dados foram compartilhados por outros pesquisadores, como citado anteriormente. (ANEXO TABELA 1A).

As distâncias entre os pontos de coleta estão representadas na FIGURA 5. Da estação 1 até a 6, percorre-se uma distância de aproximadamente 18 Km. entre as estações 1 e 2 a distância é de 7,75 Km; entre as estações 2 e 3 o trecho é de 1,65 Km; as estações 3 e 4, são separadas por 4,35 Km; entre as estações 4 e 5 são mais 3,00 Km e 1,40 Km entre as estações 5 e 6.

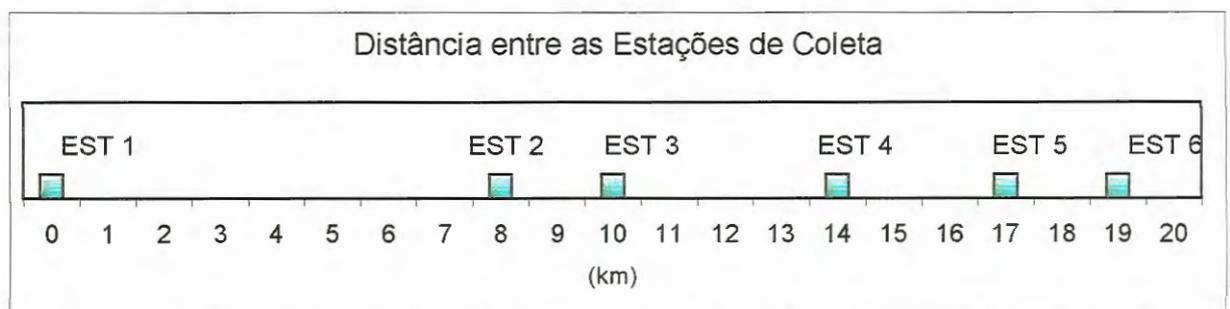


FIGURA 5 - Representação Gráfica das distâncias, em km, das estações de coleta

O rio Atibaia atravessa uma das regiões mais industrializadas do Estado de São Paulo (Campinas - Paulínia) e vem recebendo há vários anos

grande carga de esgotos sanitários e efluentes industriais. A variedade de indústrias na região, implica em lançamento de grande diversidade de produtos químicos nos rios.

O diagrama unifilar da sub-bacia do rio Atibaia está apresentado na FIGURA 6, com a localização dos pontos de coleta, a localização aproximada dos principais esgotos sanitários e efluentes indústrias no rio Atibaia, assim como a distância, desde a nascente, até o encontro com o rio Jaguari (186 Km), logo após a represa de Salto Grande, dando origem ao rio Piracicaba. Este diagrama dá uma boa idéia da complexidade quantitativa e qualitativa das entradas de matéria e energia no sistema estudado.

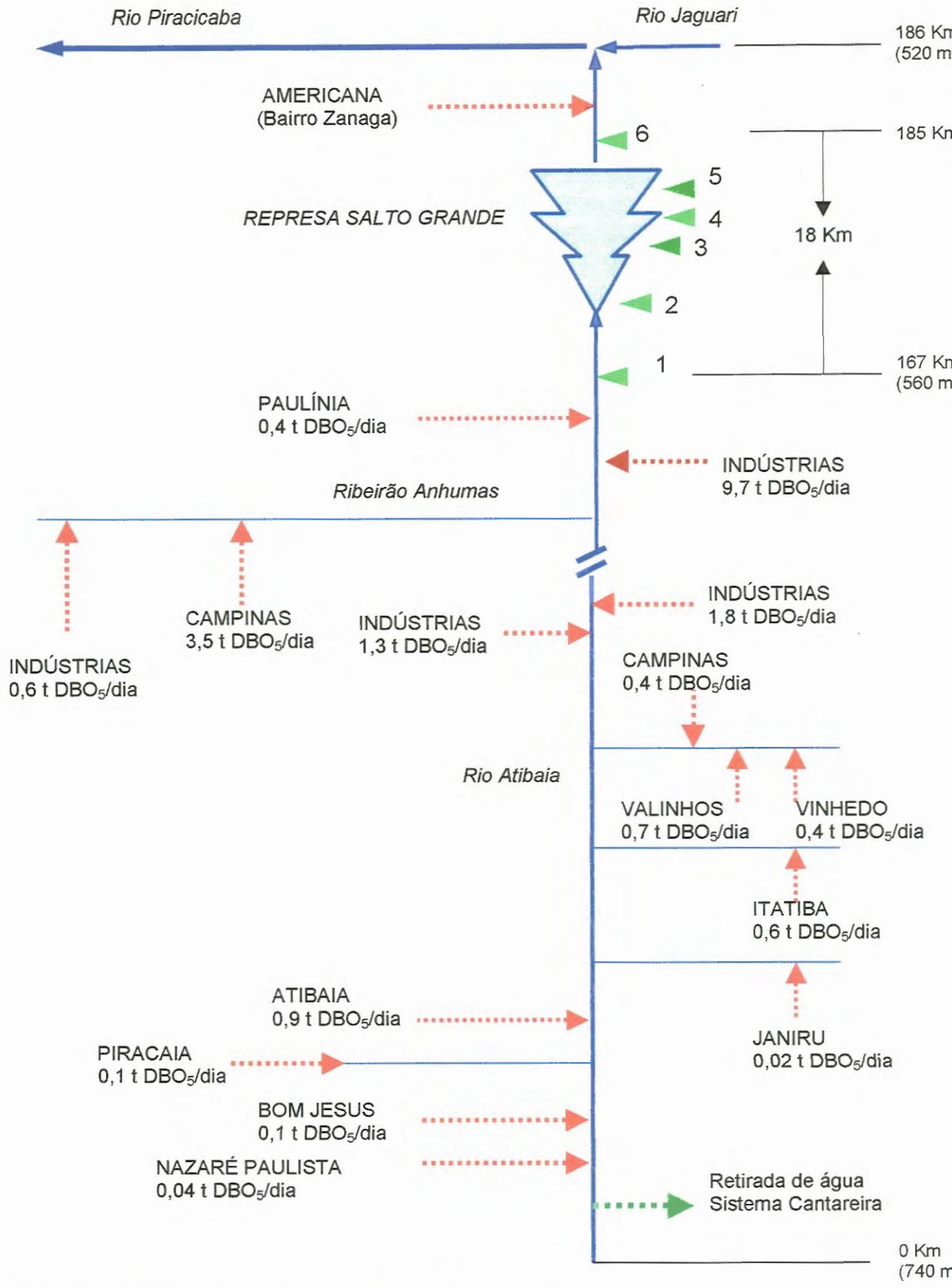
3.3.1 Transparência da água (m)

A transparência da água foi determinada através de um disco de Secchi.

3.3.2 Temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2\cdot\text{l}^{-1}$), pH, e condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)

A temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2\cdot\text{l}^{-1}$), pH e condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), foram determinados com aparelho de campo, de leitura direta, em cada ponto de coleta foram feitos perfis de 50 em 50 centímetros, até 5 metros de profundidade e de 1 em 1 metro, após 5 metros de profundidade até o fundo.

A porcentagem de saturação do oxigênio dissolvido, foi estimada segundo WETZEL & LIKENS (1991).

**LEGENDA:**

- Ponto de Coleta.
- Efluente Sanitário ou Industrial.
- Rios (Direção da Corrente).

FIGURA 6 - DIAGRAMA UNIFILAR.
Sub Bacia do Rio Atibaia.
Sem Escala.

3.3.3 Alcalinidade (mEq/l)

A determinação da alcalinidade (mEq/l), foi realizada em alíquotas de 100 ml de amostra, utilizando-se um potenciômetro portátil e uma bureta manual de pistão, segundo a técnica descrita em GOLTERMAN et al. (1978).

3.3.4 Nutrientes totais e dissolvidos

As amostras para a determinação dos nutrientes totais (nitrogênio e fósforo), foram estocadas em frascos de polietileno, previamente tratados e congeladas para posterior análise.

As amostras para determinação de nutrientes dissolvidos, foram filtradas em membranas de aproximadamente 45 μm de malha, logo após a coleta, e congeladas para posterior análise, em laboratório, como descrito a seguir.

3.3.4.1 Fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$)

A metodologia empregada para a análise do fósforo total na água foi a descrita em APHA (1995). A amostra foi digerida com ácido sulfúrico e persulfato de sódio em autoclave, a 120 °C, por 1 hora. Então, a amostra resfriada foi neutralizada com NaOH e, em seguida o fósforo total, na forma de fosfato, foi determinado segundo STRICKLAND & PARSONS (1960). Em solução acidificada o fosfato reage com molibdato para formar um complexo fosfomolibdico amarelo, o qual é reduzido para um complexo azul por ácido ascórbico, a cor desenvolvida foi comparada no espectrofotometro a 882nm.

3.3.4.2 Fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)

A partir das amostras filtradas as concentrações de fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico dissolvido foram determinadas de acordo com os procedimentos metodológicos sugeridos por STRICKLAND & PARSONS (1960).

3.3.4.3 Ferro total (mg.l^{-1})

As amostras foram colocadas em frascos de polietileno e fixadas com HCl a pH 2, para posterior análise.

As análises foram feitas pelo método da o-fenantrolina, por meio do qual, íons férricos são reduzidos ao estado ferroso com ácido e tratados com o-fenantrolina. A leitura em espectrofotômetro de amostras e padrões foi feita a 510nm, conforme descrito em APHA (1995).

3.3.4.4 Nitrogênio Orgânico Total ($\mu\text{g/l}$)

O nitrogênio orgânico total foi determinado pelo método de Kjeldahl, baseado na degradação da matéria orgânica em meio fortemente ácido, sob temperatura elevada. A digestão e destilação foram realizadas em aparelho Buchi, segundo metodologia descrita em APHA (1995).

3.3.4.5 Nitrato ($\mu\text{g/l}$)

Para a análise do nitrogênio na forma de nitrato, foi utilizado o método descrito por MACKERETH et al. (1978).

3.3.4.6 Nitrito ($\mu\text{g/l}$)

Para determinação do nitrito utilizou-se reação em meio fortemente ácido, do nitrito com sulfalnamida e bicloridrato de n-1 naftiletilediamina, formando um composto róseo. A determinação da concentração do nitrito é baseada em leitura espectrofotométrica a 543 nm de padrões e amostras. Este método está descrito em GOLTERMAN et al. (1978).

3.3.4.7 Amônio ($\mu\text{g/l}$)

A determinação do íon amônio foi baseada na reação em meio moderadamente alcalino do radical amônio com hipoclorito, formando monocloramina. A determinação da concentração do amônio é baseada em leitura espectrofotométrica a 655 nm de padrões e amostras. Este método está descrito em KOROLEFF (1976).

3.3.4.8 Sílica ($\mu\text{g/l}$)

A técnica adotada para análise da sílica está descrita em GOLTERMAN et al. (1978), que é baseada na formação de ácido sílico molibdico, pela adição de molibdato de sódio em meio ácido. A leitura é feita em espectrofotometro a 815 nm.

3.3.5 Material em suspensão (mg.l^{-1})

Foram determinados o material em suspensão total, orgânico e inorgânico.

O material em suspensão (total, orgânico e inorgânico), foi determinado através da técnica gravimétrica descrita em TEIXEIRA et al. (1965).

Para determinação desses parâmetros amostras de água foram filtradas, em membranas de fibra de vidro com trama de aproximadamente 45 μm .

A diferença de massa dos filtros, calcinados previamente, e secos após a filtração de um volume conhecido, forneceu a quantidade de material em suspensão total.

Então os filtros foram levados à mufla para incineração a 500°C por 1 hora, e pesados novamente. A diferença de massa dos filtros secos (100°C) e incinerados (500°C) após a filtração, forneceu o material orgânico em suspensão. A diferença de massa dos filtros antes da filtração e incinerados (500°C) forneceu o material inorgânico em suspensão na água.

3.3.6 Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO) (mg/l)

A técnica utilizada determina o consumo de oxigênio utilizado na oxidação bioquímica da matéria orgânica contida na amostra, durante o período de cinco dias a temperatura constante de 20 °C (APHA, 1995).

3.3.7 Demanda Química do Oxigênio (DQO) (mg/l)

O teste determinou o consumo de oxigênio necessário para oxidar, quimicamente, a matéria orgânica e inorgânica contida na amostra através do dicromato de potássio em meio ácido e a quente (APHA, 1995).

3.3.8 Coliformes Totais e Fecais (NMP/100ml)

O método utilizado foi o Colilert. O procedimento sugerido está descrito em APHA (1995). Consiste na determinação quantitativa e qualitativa por meio de introdução de enzima de ativação na amostra e leitura dos resultados após 24 hs. As amostras permanecem este período a 37 °C.

3.3.9 Pigmentos totais ($\mu\text{g.l}^{-1}$)

Os pigmentos totais foram estimados de acordo com WETZEL & LIKENS (1991).

No laboratório, após as coletas, as amostras foram filtradas, a vácuo, em membranas de fibra de vidro, com malha de aproximadamente 45 μm . O volume filtrado variou de acordo com a quantidade passível de filtração sem obstruí-lo. Os filtros contendo o material retido, foram acondicionados em envelopes de papel e colocados em frascos escuros, com sílica gel, e conservados a baixa temperatura (-20°C), até o momento de extração.

A extração do pigmento total foi feita por choque térmico, utilizando-se, etanol 90% aquecido a 75°C , e resfriado em água corrente imediatamente, sob baixa iluminação como descrito por MARKER et al., (1980). A leitura em espectrofotômetro UV-visível, a 665 e 750nm, foi feita no mínimo após 6 horas e no máximo após 24 horas depois da extração.

3.4 Cargas de entrada, de saída e taxa de retenção

Os balanços de massa para o fósforo total, ferro total, material em suspensão total, inorgânico e orgânico (ton.ano^{-1}) foram determinados por meio da diferença das estimativas de entrada e saída dos solutos no reservatório no período de agosto de 1996 a julho de 1997. Para tanto, as estimativas de entrada foram obtidas multiplicando-se as concentrações médias mensais dos solutos, pelas vazões totais mensais afluentes do reservatório. A soma dos doze meses resultou nas estimativas de entrada para o período em estudo. O mesmo procedimento foi adotado para o cálculo da saída dos solutos, sendo utilizadas as concentrações e as vazões mensais efluentes do reservatório (DILLON & KIRCHNER, 1975). Sabe-se que nem todo o material está em solução, parte também encontra-se em suspensão. Por isso considerou-se os cálculos como estimativas.

3.5 Coeficiente de autodepuração (dia^{-1})

O coeficiente de autodepuração foi calculado para os trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lântico). O valor de k foi obtido pela utilização da equação:

$$k = \ln (y/y_0)/\Delta x \text{ (THOMANN \& MÜLLER, 1987)}$$

Onde: y e y_0 são as concentrações das diferentes variáveis em determinadas estações e Δx é o tempo de residência médio para o trecho considerado.

3.6 Datação do perfil de sedimento e taxa de sedimentação

A datação foi feita por Pb-210, que forneceu a espessura da camada de deposição em um ano. A datação foi realizada em conjunto com o CENA-USP e o Instituto de Radio Proteção do CNEN.

3.7 Análise numérica dos dados

Com os resultados médios das variáveis físicas, químicas e biológicas, construiu-se uma matriz, de similaridade espacial. Antes do cálculo da matriz, os valores descritivos (variáveis) foram padronizados para uma mesma escala. O processo de padronização consistiu de subtração da média de cada variável, e divisão da diferença pelo desvio padrão. Esse procedimento foi necessário, visto que as variáveis quantitativas usadas em limnologia são muito diferentes e expressas em unidades variadas.

A análise multidimensional da estrutura desses dados foi realizada empregando-se uma técnica de Análise Multivariada de Agrupamento Hierárquico (Cluster Analysis), que consiste em um agrupamento de amostras pela similaridade, ou seja, divisão de um conjunto em um número finito de classes.

Para construção das matrizes de similaridade usou-se a Distância Euclidiana, como coeficiente de similaridade e a "Single Linkage", como método de ligação ou formação dos grupos, gerando um dendograma, que é a representação gráfica da análise.

A matriz de correlação utilizou-se também de uma matriz de valores padronizados.

O programa utilizado foi o STATISTICA versão 5, do CRHEA – USP.

3.8 Resíduos de pesticidas organoclorados.

As análises foram realizadas pelo Laboratório de Ecotoxicologia do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP.

Para a coleta foram usados frascos de vidro previamente lavados, com tampa de teflon. Mergulhou-se o frasco, deixando o gargalo a uns 10 cm de profundidade, evitando sempre a água da superfície.

Em um funil de separação de 2000 ml, foram adicionados 1000 ml da água a ser analisada e 60 ml de uma solução de diclorometano 20% em hexano. Agitou-se vigorosamente durante 2 minutos. Após esse tempo deixou-se em repouso por 10 minutos ou até a separação das fases. Transferiu-se a fase orgânica para um funil de separação de 500 ml, contendo 10 g de sulfato de sódio anidro.

Repetiu-se a operação de extração por mais duas vezes, juntando-se as fases orgânica no funil de 500 ml. A fase orgânica desidratada por sulfato de sódio anidro, transferida para um balão de fundo redondo evaporou-se, em rota-vapor, a uma temperatura de 35/40 °C, até pequeno volume, então evaporou-se totalmente, somente em fluxo de nitrogênio. Resuspendeu-se em volume conhecido de hexano e injetou-se 1 µl no cromatógrafo .

Características do cromatógrafo:

Detector ECD (Captura de elétrons)

Temperatura do detector: 360 °C

Temperatura da coluna: 240 °C

Temperatura do injetor: 290 °C
Gás de arraste: N₂ UP
Vazão do Gás: 51 cm/s
Coluna Supelco SPB-5 de 30 metros.

3.9 Metais nas amostras de água e no material em suspensão.

As análises foram realizadas pelo Laboratório de Ecologia do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP).

Após cada coleta, as amostras de água foram filtradas em membrana de 0,2 µm e preservadas com HNO₃ 1%. As determinações dos elementos traço da fração dissolvida (água filtrada) foram realizadas por ICP-MS na seção de Química Analítica do CENA. A exatidão dos resultados foi verificada analisando-se a amostra certificada TM26 (National Water Research Institute, Canadá), juntamente com as amostras.

A determinação do Hg total foi realizada por fluorescência atômica (P.S. Analytical), em amostras de água não filtradas, como recomendado no manual de análises fornecido juntamente com o equipamento.

Material em Suspensão

Os filtros com material em suspensão foram secos em capela de fluxo laminar e armazenados em placas de Petri até serem analisados. Cada filtro seco foi pesado, antes e após a filtração, a fim de determinar a quantidade de material em suspensão presente no mesmo.

A digestão de cada filtro foi realizada colocando-o em bomba de Teflon, com 3 ml de HNO₃ concentrado e deixando-o em banho de ultra-som por 1 hora. Posteriormente, 5 ml de HF concentrado foram adicionados e a bomba colocada na estufa, a 80 °C, por uma noite. Após resfriamento, a bomba foi colocada na placa aquecedora, a 60 °C, até evaporação. Após 3 ciclos de lavagem/evaporação com água MilliQ, a amostra foi dissolvida em 25 ml de HCL 4%. Os brancos de filtração foram tratados de maneira idêntica às amostras e 2 brancos de digestão, realizados em cada série. A determinação de Al, Fe, Mn, Cr, e Zn foi realizada por ICP-AES no Centro de

Caracterização e Desenvolvimento de Materiais (CCDM), na Universidade Federal de São Carlos/SP; a determinação do Pb e Cd foi feita por ETAAS, na seção de Química Analítica do CENA/USP.

3.10 Cálculo do custo de remoção do sedimento

O reservatório foi dividido em quatro compartimentos. A área de cada compartimento foi fornecida por Rios (1999). Estimou-se a retirada de uma camada de sedimento 0,10 m, calculando-se assim o volume a ser retirado. A profundidade de 0,10 m foi escolhida, por meio de análise da taxa de sedimentação e pela datação do sedimento e representa um período de grande entrada e deposição de material alóctone no reservatório. O custo de remoção utilizado foi de US\$7,88/m³ (Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80.). O custo de remoção foi baseado nos trabalhos da U.S. Army Corps of Engineers (COOKE AND KENNEDY, 1989). Obteve-se, dessa forma, os custos para os diferentes compartimentos e o custo total de remoção.

3.11 Cálculo do custo de remoção mecânica de macrófitas

O custo remoção mecânica de macrófitas foi baseado em COOKE et al (1993), US\$1.063,00/ha, para uma área estimada de macrófitas de 112,4 ha (RIOS, 1999). Valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80. Incluem-se nos custos a supervisão, trabalho, viagem, combustível, materiais e operação, não inclui custo capital para equipamento.

3.12 Cálculo dos custos de construção e operação de estações de tratamento de esgoto para carga industrial e doméstica

Os valores de DBO da indústria, tanto a carga potencial (carga total sem tratamento) e carga remanescente (carga total menos a carga tratada pela indústria), foram transformadas para uma população equivalente de 54g/DBO/hab/dia (MOTA, 1995). O valor resultante foi multiplicado pelo valor de R\$127,00/hab para a construção, e R\$2,4/hab para operação, considerando-se tratamento terciário e desinfecção, necessários para este sistema. Esses valores estão baseados em JORDÃO e PESSOA (1995). Procedeu-se da mesma forma para os municípios.

3.13 Cálculo das projeções das cargas de esgoto sanitário e efluentes industriais

As projeções de crescimento populacional e industrial utilizada como base para os cálculos das estações de tratamento de esgoto descritos anteriormente, foram retiradas do trabalho: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO E ORÇAMENTO - SECRETARIA DE POLÍTICA URBANA Acordo de Empréstimo 3.503BR República Federativa do Brasil - Banco Mundial (Convênio nº 272/MBES/SS/94).

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do Rio Atibaia localiza-se no centro leste do Estado de São Paulo, entre os paralelos $22^{\circ} 41'$ e $23^{\circ} 18'$ Sul, e os meridianos $46^{\circ} 00'$ e $47^{\circ} 16'$ Oeste, perfazendo uma área total de 2770 km^2 (FIGURA 7).

A represa de Salto Grande começou a ser construída em 1940 e foi concluída em 1949, entrando em funcionamento em 1950 com a finalidade de gerar energia elétrica. Está localizada no Município de Americana, Estado de São Paulo, a $22^{\circ} 44' \text{ S}$ e $44^{\circ} 19' \text{ W}$, numa altitude de 530 m.

O reservatório é formado pelo represamento do rio Atibaia, poucas centenas de metros a montante do encontro desse rio com o Rio Jaguari, ambos formadores do Rio Piracicaba.

A barragem da represa de Salto Grande, possui 25 m de altura e 228 m de comprimento de crista. O tempo médio de retenção hidráulico da água, na represa, é de 30 dias, podendo esse valor cair para 10 dias nos meses chuvosos, e aumentar para 3 a 4 meses durante a estação de seca (GIANESELLA-GALVÃO, 1981).

O reservatório tem como única drenagem significativa a alimentá-lo o rio Atibaia (vazão média anual de $36,50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Além desse rio, apenas pequenos córregos deságuam no reservatório, sendo o maior deles, com cerca de 5 km de extensão. Essas drenagens são mais extensas na margem esquerda do reservatório, pois na margem direita o interflúvio é bastante estreito.

Suas características morfométricas são as seguintes:

área da bacia de contribuição: 2770 km^2 .

área do reservatório: $11,5 \text{ km}^2$.

perímetro do reservatório: 64 km.
comprimento do reservatório: 17 km.
volume máximo: $1,06 \times 10^8 \text{ m}^3$
profundidade máxima: 19 m.
profundidade média: 9 m.
rio Atibaia : vazão média anual de $36,50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

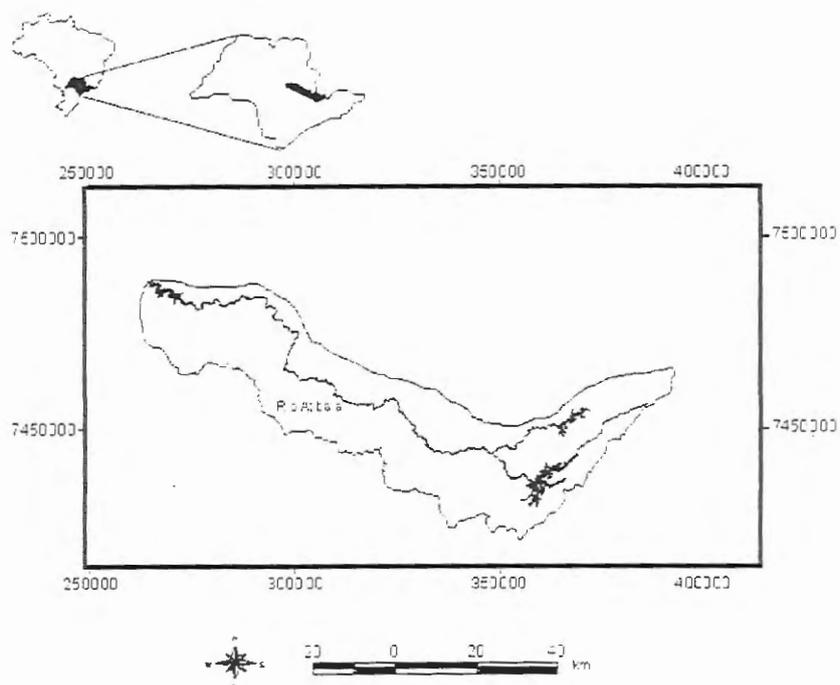


FIGURA 7 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Atibaia no mapa estadual e federal.

Pela sua localização geográfica e os aspectos climatológicos, esse ecossistema está sujeito a duas estações bem marcadas, uma mais fria e seca (de abril a setembro) e outra mais quente e chuvosa (de outubro a março).

Apesar do nível de água do reservatório ser regulado pela vazão, sincronizado com a chuva, existem outras fontes de perda. A primeira é a evapotranspiração das macrófitas, presentes em grande quantidade na represa. A segunda fonte de perda é causada pelas descargas de aguapé, através das comportas da usina. Para manter apenas 10 % da superfície da água coberta por aguapés estima-se que seriam necessárias retiradas diárias de aproximadamente 180 toneladas, no inverno, e 600 toneladas, no verão dessas plantas (ROMANINI, 1989).

4.1 Clima

De acordo com a classificação internacional de KÖPPEN, a bacia hidrográfica apresenta, no trecho superior, formado pelas sub-bacias do Atibainha e Cachoeira, clima tipo CFb, isto é, temperado brando, sem estação seca, e com verão suave, e nos trechos médio e inferior, um clima do tipo Cwa, temperado brando com inverno seco e verão quente.

A Temperatura média anual varia de 18 °C, no trecho superior da bacia, a 20 °C no trecho inferior.

Os maiores valores de precipitação são encontrados no trecho superior (1500 mm.ano⁻¹) e os menores, no trecho inferior (1300 mm.ano⁻¹), sendo os meses de dezembro a fevereiro, os mais chuvosos, e os meses de junho a agosto, os mais secos (COELHO, 1993).

4.2 Geomorfologia

O reservatório de Salto Grande situa-se em uma área da Depressão Periférica Paulista dominada por colinas amplas, com interflúvios de área superior a 4 km², topos extensos e aplainados, e vertentes com perfis retilíneos a convexos.

As declividades são baixas (<15%) e as amplitudes locais são inferiores a 100 m. Às margens do reservatório, as colinas têm seus topos

nivelados em torno de 600 m. Como seu nível d'água encontra-se próximo à cota altimétrica de 532 m, há um desnível aproximado de 70 metros entre o topo das colinas e a lâmina d'água (COELHO, 1993).

4.3 Geologia

A bacia tem seu limite superior nas rochas cristalinas do Planalto Atlântico e, em seu baixo curso, atravessa rochas sedimentares paleozóicas da Bacia do Paraná, além de alguns corpos de rochas intrusivas básicas de idade juro-cretácica.

As unidades lito-estratigráficas do Planalto Atlântico cortadas pela bacia são: Complexo Paraíba do Sul, Complexo Amparo, Grupo São Roque, Suite Granítica Sintectônica Fácies Cantareira e Suites Graníticas Indiferenciadas.

Em seu trecho final, até o reservatório de Salto Grande (Americana SP), o Rio Atibaia percorre rochas da borda leste da Bacia do Paraná. Aí afloram rochas paleozóicas da Formação Itararé, rochas extrusivas básicas e sedimentos cenozóicos indiferenciados. (CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL PIRACICABA CAPIVARI, 1993).

4.4 Uso e ocupação do solo

A qualidade de água do rio Atibaia, principal contribuinte do reservatório de Salto Grande, apresenta-se em um processo crescente de deterioração, ocasionado principalmente pelas atividades industriais da cidade de Paulínia e pelos efluentes domésticos e industriais de parte da cidade de Campinas. Além disso, recebe significativa contribuição de carga orgânica de pequenos rios e córregos que recebem esgotos sanitários, sem tratamento, de outras cidades (ROCHA, 1972; CARVALHO, 1975; e SHIMIZU, 1978 e SHIMIZU, 1981).

As vertentes da margem direita da represa de Salto Grande encontram-se tomadas por canaviais, em sua quase totalidade, restando manchas restritas de capoeira e mata natural, que aparecem como matas ciliares nas pequenas drenagens e nas margens. Já na margem esquerda, a ocupação do solo é mais diversificada. Essa margem encontra-se praticamente toda ocupada por chácaras de veraneio, clubes e áreas de lazer públicas, como as praias Azul e dos Namorados, que estão urbanizadas, com densidade populacional relativamente elevada, e consideradas como bairros da cidade de Americana. As poucas áreas livres das margens são tomadas por pastagens, capoeiras e reduzidíssimas manchas de mata natural. Em áreas mais afastadas das margens, existem plantações de café e cana-de-açúcar com pequenas dimensões (COELHO, 1993; CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL PIRACICABA CAPIVARÍ, 1993).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O gerenciamento ambiental depende do conhecimento dos principais processos ecológicos do sistema natural e dos serviços, funções e produtos, que dependem desse sistema.

No caso de reservatórios, por exemplo, para o gerenciamento de forma sustentável, é necessário o estudo da sua estrutura e funcionamento, principalmente no que se refere à questão da qualidade da água, e o conhecimento através de uma avaliação econômica, dos produtos, funções e serviços relacionados aos usos múltiplos do sistema. Com essas ferramentas, torna-se possível uma discussão a respeito de uma política ambiental adequada, além da quantificação de valores para a recuperação da qualidade da água e do reservatório de Salto Grande.

Dessa forma, os resultados e a discussão desse trabalho foram divididos em quatro partes. A primeira parte refere-se à análise ecológica do reservatório, em uma escala temporal e espacial, por meio da avaliação da sua estrutura, seu funcionamento e da qualidade da água. Esta primeira parte abrange os aspectos legais referentes à qualidade de água e as seguintes categorias de variáveis indicadoras da qualidade de água: funções de força e funcionamento do reservatório, indicadoras do processo de estratificação, indicadoras do processo de eutrofização, indicadoras do conteúdo de matéria orgânica no sistema, indicadoras da carga mineral, indicador sanitário e toxicológico, coeficiente de autodepuração para os trechos lótico e lêntico, e uma classificação das principais variáveis em grupos, segundo as taxas de retenção do reservatório. Cabe ainda nessa primeira fase, uma análise da variação temporal da qualidade da água do rio Atibaia nos últimos 30 anos, e uma análise exploratória dos dados das variáveis físicas, químicas e

biológicas, discutindo-se a similaridade espacial e temporal e as correlações positivas e negativas nessa matriz.

A segunda parte trata principalmente do levantamento de custos de tratamento da água e recuperação do reservatório, em uma escala temporal.

Na terceira parte discuti-se a interação entre ecologia e economia, em relação aos serviços que o represa presta para comunidade e o valor econômico decorrente destes.

A quarta parte dos resultados foi a elaboração de um filme (texto e vídeo anexo), que, de forma mais simples e objetiva, tem a função de divulgar o processo econômico, social e ambiental ocorrido nos últimos 15 anos e suas conseqüências no reservatório de Salto Grande, além de apontar as possibilidades de mudanças, por meio de uma visão sistêmica da relação desenvolvimento e sustentabilidade.

PRIMEIRA PARTE: Estudo da estrutura, funcionamento e qualidade de água do reservatório

5.1 Aspectos jurídicos da qualidade de água

Existe uma série de regras ou disposições legais apresentados nos formatos de Leis, Decretos, Medidas Provisórias e Resoluções, que estabelecem os princípios jurídicos básicos para a discussão da qualidade da água e da sustentabilidade do sistema estudado. O instrumento legal aliado ao conhecimento técnico-científico, contribuirá cada vez mais para coibir a degradação ambiental.

A Constituição Federal Brasileira, em seu artigo 225, declara que “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo para as presentes e futuras gerações”.

A Lei 6938/81, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente, também tem uma abrangente definição de poluição – “a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matéria ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos”.

O reservatório de Salto Grande é exemplo de discordância em todos os itens anteriormente citados, caracterizando seu estado de degradação ambiental.

As águas, no Brasil, são de domínio da União ou de domínio do Estado (artigos 20 e 26 da Constituição Federal). Entretanto, a implementação da Política Nacional e Estadual dos Recursos Hídricos terá, como unidade territorial a Bacia Hidrográfica, como aponta o artigo 1º, inciso V, da Lei 9433/97. Nos incisos I e II, do artigo 2º, da mesma Lei, estão explicitados os princípios do desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos. Assim, são objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos: "I – assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; II – a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável". A Lei 9433/97 anteriormente citada, demarca concretamente a sustentabilidade dos recursos hídricos em três aspectos: disponibilidade de água, utilização racional e utilização integrada (MACHADO 1999).

Também em relação ao que foi apresentado pela Lei 9433/97, o reservatório de Salto Grande mostrou-se em desacordo no que tange a Política Nacional dos Recursos Hídricos, tanto em relação a disponibilidade como na utilização racional e integrada dos recursos.

A Resolução nº 20, de 10 de junho de 1986, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, cuida da classificação das águas e considera que essa classificação seja essencial à defesa dos níveis de qualidade, de modo a assegurar seus usos preponderantes para as gerações atuais e futuras. Dessa forma, fica estabelecido por esta resolução, o uso destinado a cada uma das classes estabelecidas, e os limites máximos de algumas variáveis indicadoras da qualidade sanitária e ambiental da água.

→ Segundo define o Decreto Estadual nº 10755, de 22 de novembro de 1977, o rio Atibaia, em toda sua extensão, é classificado como Classe 2, o que significa que suas águas são destinadas às seguintes atividades, segundo seus usos preponderantes:

- abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- proteção das comunidades aquáticas;
- recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);

- Irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e;
- criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

Em relação aos limites impostos pela resolução, algumas das principais variáveis, que serão discutidas, estão descritas na TABELA 1.

TABELA 1 - Limites máximos estabelecidos para algumas variáveis indicadoras de qualidade de água, pela Resolução CONAMA 20/86 para corpos d'água da Classe 2

Variável	Limite Máximo	Unidade
Alumínio	100,00	µg/l
Amônia	20,00	µg/l
Cádmio	1,00	µg/l
Chumbo	10,00	µg/l
Cobre	20,00	µg/l
Coliforme Fecal	1000	NMP/100 ml
Coliforme Total	5000	NMP/100 ml
Cromo	500,00	µg/l
DBO ₅	5,00	mg/l
Ferro solúvel	300,00	µg/l
Fosfato Total	25,00	µg/l
Manganês	100,00	µg/l
Mercúrio	0,20	µg/l
Nitrato	10000,00	µg/l
Nitrito	1000,00	µg/l
Oxigênio dissolvido	> 5	mg/l
Sólidos dissolvidos totais	500	mg/l
Zinco	180,00	µg/l

Fonte: CONAMA 20/86

Segundo SOUZA, 1999 (comunicação pessoal), o padrão de qualidade estabelecido reflete a permissividade em relação aos usos dos corpos d'águas. Assim, uma classificação menos exigente suportaria mais

atividades por exigir um padrão menor. Deve ser observado que, o ponto inicial da caracterização da poluição é o padrão de qualidade a determinar, ou seja, a partir do padrão mínimo estipulado em norma, fica caracterizada a poluição. Portanto, segundo o mesmo autor, a poluição é estabelecida por “norma” e não apenas por uma situação ambiental real, que esteja ocorrendo, causando grande desconforto em relação a algumas questões ambientais.

Esse conceito é bastante amplo, tornando ampla também a possibilidade de defesa das questões ambientais. Entretanto em termos práticos, ele depende da finalidade que se deseja dar ao corpo d’água, caso contrário qualquer atividade estaria sendo enquadrada como poluidora.

Outro ponto que deve ser considerado, é o aspecto quantitativo de algumas variáveis que são analisadas e que caracterizam o padrão para as diferentes classes estabelecidas para os corpos d’água superficiais; alguns valores são extremamente altos e passam a não refletir uma situação real, muito menos ideal.

A desobediência aos padrões ambientais constitui ato poluidor, mas pode ocorrer que, mesmo com a observância dos mesmos, ocorram os danos previstos na Lei 6938/81, o que também caracteriza a poluição, com a implicação jurídica daí decorrente (MACHADO 1999).

Outro aspecto importante que demonstra claramente as pressões atuais a respeito das questões ambientais, é a Lei 9605/98 – Lei do Meio Ambiente, também conhecida como Lei de Crimes Ambientais. Essa Lei traz algumas inovações, que irão agilizar as discussões sobre a degradação ambiental. Entre elas, pode-se citar: que essa nova Lei define a responsabilidade da Pessoa Jurídica, inclusive sua responsabilidade Penal e permite também a responsabilização da Pessoa Física, autora e co-autora da infração (MARTINS & SOUZA 1998).

Outro ponto, é que estabelecido o nexo de causalidade, ou seja, estabelecido o fato, ou atividade, e o dano resultante dela, o infrator é imediatamente responsabilizado, sem necessidade de se demonstrar a Culpa.

Cabe agora, para outros setores técnicos científicos, estabelecer os custos dos danos ambientais, para melhor eficiência da Lei.

É dentro desse contexto jurídico que o presente trabalho está inserido, tomando os aspectos legais como base para sua discussão e contribuindo com o cálculo de alguns custos de recuperação do sistema.

5.2 Funções de força e funcionamento do reservatório

Operação do reservatório

Segundo a Companhia Paulista de Força e Luz - CPFL (comunicação pessoal), a Usina Hidroelétrica de Americana (Reservatório de Salto Grande), encontra-se em operação desde 1949, contando com três unidades geradoras com capacidade nominal de 10.000 kw cada. O volume total do reservatório é da ordem de 106.000.000 m³, com nível d'água máximo (501,30 m), e volume mínimo de 67.500.000 m³, com nível d'água mínimo (498,00 m), perfazendo volume útil de 38.500.000 m³. A Usina conta ainda com elementos de descarga (3 comportas de superfície tipo setor), destinados à descarga d'água excedente e provenientes de cheias.

As vazões extremas já observadas no posto acima de Paulínia foram:

Vazão afluente média anual máxima: 89,15 m³/s (1983).

Vazão afluente média anual mínima: 15,54 m³/s (1979).

A Usina de Americana opera com a mesma potência durante 24 horas, com isto, obtém-se vazão efluente constante, variando apenas em função de menores ou maiores vazões afluentes.

As incidências máximas registradas para os valores de vazão ocorrem nos meses de Dez/Jan/Fev/Mar e as mínimas, nos meses de Ago/Set/Out/Nov, caracterizando assim três períodos hidrológicos diferenciados para, conseqüentemente, três tipos de operação para a Usina: operação de cheia, de seca e normal.



Operação de cheia: vazões maiores que 120 m³/s no posto acima de Paulínia

A operação de cheia tem, como objetivo, minimizar os efeitos danosos das grandes vazões, que são as inundações de áreas urbanizadas sob a influência do reservatório, quer a montante, como a jusante do mesmo. Para tanto programa-se para o mês que antecede o período de chuvas, normalmente novembro, o rebaixamento máximo do nível do reservatório, a fim de possibilitar o amortecimento de grandes volumes de água em curto espaço de tempo, e liberando esse mesmo volume, em quantidades toleráveis, para a calha do rio a jusante.

Operação de seca: vazões menores que 23 m³/s no posto acima de Paulínia

A operação de seca tem como objetivo garantir vazões mínimas satisfatórias nas captações dos municípios sob influência do reservatório, ou seja Sumaré, Americana e Piracicaba, e manter a condição de vida nos rios.

Dessa forma, programa-se para o mês que antecede o período de seca (abril), a elevação máxima do nível do reservatório, a fim de reter o maior volume possível para uso, no decorrer do período.

Operação Normal: vazões entre 23 m³/s a 120 m³/s no posto acima de Paulínia.

Consiste na operação em que as condições hidrológicas são favoráveis, atendendo aos requisitos básicos da bacia.

De maneira geral, entre um tipo de operação e outro, o nível da represa varia 1,5 m na sua cota, entre os volumes máximo e mínimo.

5.3 Variáveis climatológicas

As características climatológicas são, sem dúvida, uma das forças motrizes para a variação espacial e temporal nos ambientes aquáticos. A energia solar, precipitação e vento são importantes entradas externas da bacia

e contribuem, de forma significativa, para a estrutura e funcionamento do sistema.

O caráter de transição climática da região estudada marca um período quente e chuvoso e um frio e seco, conforme os resultados descritos a seguir.

Os valores de precipitação (mm), temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), radiação solar ($\text{cal.cm}^{-2}.\text{min}^{-1}$), insolação (h/dia), umidade relativa do ar (%), velocidade média do vento (m.s^{-1}) e direção predominante do vento às 7 h, 14 h e 21 h, estão apresentados na TABELA 2. Os valores mais elevados de precipitação ocorreram entre os meses de set/96 a jan/97, sendo que jan/97 foi o mês em que ocorreu o maior volume de precipitação acumulada, para o período de estudo (352,2 mm).

TABELA 2 - Precipitação (mm), temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), radiação solar ($\text{cal.cm}^{-2}.\text{min}^{-1}$), insolação (h/dia), umidade relativa do ar (%), velocidade média (m.s^{-1}), e direção predominante do vento, para o Reservatório de Salto Grande, no período de coleta

	Precipitação	Temperatura	Radiação	Insolação	Umidade	Velocidade	Direção predominante do vento		
	mensal (mm)	média do ar ($^{\circ}\text{C}$)	solar ($\text{cal.cm}^{-2}.\text{dia}$)	(h/dia)	relativa do ar (%)	média vento (m/s)	às 7 h	às 14 h	às 21 h
Ago/96	23,7	19,9	373,4	8,5	68,2	2,36	E	E	SE
Set/96	135,2	20,9	359,1	6,3	76,4	2,59	S/SE	SE	S
Out/96	238,5	23,1	409,1	6,9	79,6	2,44	S	S	S
Nov/96	212,0	23,4	407,6	6,2	79,5	2,61	SE	S	S
Dez/96	188,3	25,2	411,5	6,0	84,8	1,94	E	NW	SE
Jan/97	352,2	24,9	361,1	4,2	86,9	2,44	E	N	S
Fev/97	87,1	24,7	424,1	7,6	79,5	1,86	E	W	E
Mar/97	73,1	23,7	380,5	7,7	73,3	2,28	E	S	SE
Abr/97	42,3	21,1	356,2	7,6	73,2	1,93	E	W	S
Mai/97	60,6	18,8	304,7	6,6	78,3	2,11	S	SW	S
Jun/97	128,1	18,8	250,1	5,6	84,2	1,96	E	W	NW
Jul/97	21,1	19,7	307,2	7,3	77,3	1,52	E	N/NE	SE

Fonte: Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz

Os meses com menores pluviosidades foram ago/96, mar/97, abr/97, mai/97 e jul/97, o menor valor encontrado foi no mês de jul/97 (21,1 mm). O mês de fev/97 foi de transição entre o período chuvoso e o período menos

chuvoso. E o mês de jun/97 foi bastante atípico, com precipitação duas vezes maior que mai/97 e seis vezes maior que jul/97.

A temperatura do ar apresentou as médias mais elevadas nos meses de out/96 a mar/97, com valores acima de 23 °C. A média mensal máxima ocorreu no mês de dez/96. Os menores valores médios foram encontrados nos meses de ago/96 e set/96 e no período de abr/97 a jul/97. As temperaturas médias mais baixas ocorreram em mai/97 e jun/97 (18,8 °C).

Os menores valores de radiação solar ocorreram nos meses de mai/97, jun/97 e jul/97. Nos demais, os valores estiveram acima de 360 cal.cm⁻².min⁻¹. O mês que apresentou a maior radiação solar, no período de estudo, foi fev/97, (424,1 cal.cm⁻².min⁻¹).

O mês de ago/96 foi o que apresentou os maiores valores médios de número de horas de insolação (8,4 h/dia), e o menor foi obtido em jan/97 (4,2 h/dia).

A umidade relativa do ar apresentou a maior porcentagem no mês de jan/97 (86,9%), sendo que em ago/96 foi registrada a menor porcentagem de umidade do ar (68,2%). A variação não foi muito grande, pois mesmo nos meses mais secos, os valores estiveram entre 68 e 84 %.

Para velocidade média do vento, o maior valor foi encontrado em de set/96 (2,59 m/s) e o menor em jul/97 (1,52 m/s). A direção predominante do vento variou de acordo com o horário de leitura. No horário da manhã (7 h), o vento predominante foi o leste (E). No período da tarde (14 h), não ocorreu uma predominância clara da direção do vento, variando a direção, principalmente, entre o sul (S) e o oeste (W). No período da noite (21 h), a direção predominante foi a sul (S), com menor frequência a sudeste (SE)

No Brasil, a construção de reservatórios esteve associada, principalmente, com a produção de energia elétrica e irrigação. Entretanto, para avaliação qualitativa e quantitativa da água desses sistemas tem-se que levar em conta os usos múltiplos associados às funções principais do sistema em questão (TUNDISI & STRASKRABA, 1995).

O reservatório de Salto Grande é um bom exemplo de reservatório com usos múltiplos. As seguintes funções estão associadas a esse sistema:

produção de energia elétrica, proteção contra enchentes, pesca, esportes náuticos, turismo regional, captação de água para abastecimento e irrigação.

Assim como os dados climatológicos, algumas variáveis físicas como a vazão afluente e efluente, volume, o tempo de residência da água e a precipitação possuem grande importância na estrutura e funcionamento dos reservatórios. Essas variáveis são consideradas funções de força no sistema, ou seja, são determinantes dos padrões de variação espacial e temporal de outras variáveis dentro do reservatório.

Os valores encontrados para vazão afluente, vazão efluente, volume médio mensal, tempo de residência, e pluviosidade mensal e total acumulada no ano, para o Reservatório de Salto Grande estão representados na TABELA 3.

TABELA 3 - Dados hidrológicos: vazão afluente ($m^3.mês^{-1}$), vazão efluente ($m^3.mês^{-1}$), volume médio mensal ($\times 10^6 m^3$), tempo de residência da água (dias) e pluviosidade mensal (mm) para o Reservatório de Salto Grande (Americana - S.P.) no período de 08/96 a 07/97

Mês	Vazão afluente acumulada no mês (m^3)	Vazão efluente acumulada no mês (m^3)	Volume médio mensal reservatório ($\times 10^6 m^3$)	Tempo de residência (dias)	Pluviosidade (mm)
Ago/96	36 919 548	35 346 528	96,7543	82,12	32,9
Set/96	89 484 984	92 496 960	94,6736	30,72	140,4
Out/96	88 042 392	83 444 724	95,8973	35,63	174,9
Nov/96	84 125 088	86 081 688	96,7003	33,70	221,8
Dez/96	113 850 396	112 138 884	97,8185	27,04	194,4
Jan/97	195 096 384	187 759 332	97,9077	16,17	367,1
Fev/97	184 692 348	196 165 548	97,5944	13,93	143,1
Mar/97	77 553 576	77 923 512	94,5121	37,60	20,9
Abr/97	50 122 188	44 864 640	97,7996	65,40	42,3
Mai/97	46 427 688	44 817 120	100,6686	69,63	60,6
Jun/97	86 974 452	85 831 092	102,4988	35,83	128,1
Jul/97	36 295 776	36 794 736	102,5175	86,37	21,1
Média	90 798 735	90 305 397	97,9452	44,51	144,8
Total/ano					1 737,5

Nos meses de ago/96 e jul/97 ocorreram baixos valores de pluviosidade (32,9 e 21,1 mm), sendo que o mês de menor valor foi mar/97 (20,9 mm). Associado aos baixos valores de precipitação, ago/96 e jul/97 também foram os meses com os menores valores de vazão de entrada ($36.919.548$ e $36.295.776 \text{ m}^3.\text{mês}^{-1}$), e de saída ($35.346.528$ e $36.794.736 \text{ m}^3.\text{mês}^{-1}$) e apresentaram os maiores resultados para tempo de residência, com valores acima de 82 dias.

Jan/97 e fev/97 apresentaram os maiores valores de pluviosidade (367,1 e 143,1 mm respectivamente), assim como os maiores valores de vazão de entrada ($195.096.384$ e $184.692.348 \text{ m}^3.\text{mês}^{-1}$), e de saída ($187.759.332$ e $196.165.548 \text{ m}^3.\text{mês}^{-1}$) e coerentemente apresentaram os menores resultados para tempo de residência, com valores abaixo de 16 dias.

Em termos comparativos, a Represa do Broa (Itirapina – SP) apresenta tempo de residência médio de 20 dias, e a Represa de Barra Bonita (Barra Bonita – SP), uma variação de 40 a 120 dias (TUNDISI et al. 1993).

Segundo a classificação de STRASKRABA & TUNDISI (1998), em relação ao tempo de residência, a represa de Salto Grande pertence à classe B, reservatórios de tempo de residência intermediário.

Os menores valores de volume médio mensal ocorreram nos meses de ago/96 a out/96 ($96 \times 10^6 \text{ m}^3$ aproximadamente), e os maiores, ocorreram entre mai/97 e jul/97 com valores acima de $100 \times 10^6 \text{ m}^3$. Em relação ao volume, segundo classificação de STRASKRABA & TUNDISI (1998), o reservatório de Salto Grande é considerado pequeno (volume do reservatório entre 10^6 e 10^8 m^3).

5.4 Variáveis de qualidade de água indicadoras de estratificação

Temperatura, pH e oxigênio dissolvido são variáveis que, além de indicarem a qualidade da água, são muito importantes como indicadores do processo de estratificação do sistema aquático. Resultados da avaliação em

diferentes profundidades dessas variáveis demonstram o padrão de mistura, fluxo e estratificação no reservatório.

As estações 1 e 6 foram amostradas apenas na subsuperfície e representam os sistemas de entrada e saída do reservatório.

Os valores de pH, oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e de saturação de oxigênio na coluna d' água (%), para a estação 1, estão representados na TABELA 4.

TABELA 4 - Valores de pH, oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e de saturação de oxigênio (%) na coluna d' água na estação 1 no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na subsuperfície

Data	pH	Oxigênio Dissolvido (mg.l^{-1})	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Saturação do oxigênio (%)
Ago/96	7,20	7,44	21,0	77
Set/96	6,43	6,62	21,9	70
Out/96	6,46	6,32	25,6	71
Nov/96	7,01	5,52	24,9	62
Dez/96	6,75	6,55	25,0	73
Jan/97	7,10	7,24	25,8	82
Fev/97	7,22	7,38	24,0	81
Mar/97	6,47	6,02	25,7	68
Abr/97	6,67	5,89	23,6	64
Mai/97	7,02	5,11	21,6	54
Jun/97	6,94	6,16	19,3	62
Jul/97	7,09	6,11	20,3	62
Média	6,77	6,33	23,3	69

Os valores de pH variaram de 6,43 em set/96 a 7,22 em fev/97.

Em relação ao oxigênio dissolvido, as maiores concentrações ocorreram em ago/96, jun/97 e fev/97 ($7,44$, $7,24$ e $7,38 \text{ mg.l}^{-1}$) e as menores, em nov/96 e mai/97 ($5,52$ e $5,11 \text{ mg.l}^{-1}$). Os valores mínimos encontrados estiveram no limite permitido pela Resolução CONAMA 20/86.

As temperaturas mais altas, superiores a 24°C , ocorreram entre os meses de out/96 a mai/97 e as mais baixas, em ago/set/96 ($21,0$ e $21,9^{\circ}\text{C}$ respectivamente), relacionadas com a temperatura do ar. O valor máximo ocorreu em jan/97 ($25,8^{\circ}\text{C}$).

Em função da concentração de oxigênio, pressão atmosférica e temperatura da água, os maiores valores percentuais de saturação de oxigênio ocorreram em ago/96 (77%), e em jan/fev/97 (82 e 81% respectivamente). Os menores valores de saturação ocorreram nos meses de nov/96 (62%) e mai/97 (54%) e jun/97 (62%).

Os valores, para a estação 6, de pH, concentração de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e saturação de oxigênio (%) na subsuperfície da coluna d' água estão apresentados na TABELA 6.

Na estação 6 o valor máximo de pH ocorreu em fev/97 (7,21) e o mínimo em set/96 (6,14 mg.l^{-1}).

Os valores de concentração de oxigênio demonstraram uma variação temporal bem marcada, com valores máximos em out/96 (6,80 mg.l^{-1}), e mínimos em fev/97 e mai/97 (2,55 e 2,36 mg.l^{-1} respectivamente), não ficando claro um padrão de comportamento. Muitos valores estiveram abaixo do indicado pela Resolução CONAMA 20/86 para rios de Classe 2 (5 $\text{mg O}_2\text{l}^{-1}$).

Os meses de dez/96 a mar/97 apresentaram os valores mais altos de temperatura da água, superiores a 25,7 $^{\circ}\text{C}$, sendo que os menores ocorreram em ago/96, mai/97 e jun/97 (19,2; 18,5 e 19,7 $^{\circ}\text{C}$ respectivamente).

O percentual mais alto de saturação de oxigênio dissolvido ocorreu no mês de out/96 (75 %), e os menores, em dez/96 e mai/97 (28 e 24 %).

Comparando-se a estação 1 (TABELA 4), com a estação 6 (TABELA 5), percebe-se que o pH e temperatura não variaram muito entre esses sítios.

Provavelmente relacionados a estabilização da matéria orgânica na represa. Todavia, as concentrações de oxigênio dissolvido e os percentuais de saturação de oxigênio na água foram muito menores na estação 6.. A grande quantidade de material orgânico de fontes alóctones e autóctones e a mudança de um sistema lótico para um sistema lêntico proporcionam condições favoráveis para o desenvolvimento de bactérias, diminuindo assim as concentrações de oxigênio na água.

A variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 3 está representada na TABELA 7. Os valores máximos ocorreram em ago/96, entre a superfície e 3 m de profundidade, variando de 7,22 a 7,29. Os valores mínimos ocorreram em out/96, entre 7,0 e 12 m, variando de 5,60 a 5,68. Na maioria dos meses os valores de subsuperfície foram levemente superiores em relação aos valores de fundo, com diferenças variando de 0,1 a 0,7. Esses valores geralmente estão associados aos processos fotossintéticos (WETZEL, 1981; STRASKRABA & TUNDISI, 1998 e RIOS, 1999). Apenas o mês de fev/97 apresentou valores de subsuperfície maiores que os de fundo.

TABELA 7 - Variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 3, no período de agosto de 1996 a julho de 1997

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	7,22	6,12	6,31	7,19	6,64	6,68	6,46	6,40	7,02	6,97	6,70	6,91
0,5	7,23	6,10	6,29	7,16	6,67	6,67	6,48	6,48	6,84	6,92	6,64	6,91
1,0	7,24	6,10	6,27	7,12	6,74	6,64	6,44	6,43	6,86	6,90	6,64	6,91
1,5	7,27	6,08	6,24	7,11	6,74	6,61	6,41	6,36	6,85	6,89	6,63	6,90
2,0	7,29	6,04	6,22	7,09	6,76	6,61	6,40	6,37	6,72	6,82	6,61	6,89
2,5	7,29	6,04	6,13	7,04	6,69	6,60	6,44	6,38	6,66	6,79	6,58	6,87
3,0	7,25	6,02	6,05	7,04	6,65	6,62	6,46	6,32	6,61	6,76	6,59	6,85
3,5	7,09	5,99	5,99	7,02	6,65	6,58	6,48	6,35	6,55	6,75	6,61	6,75
4,0	6,95	5,98	5,89	6,97	6,63	6,58	6,52	6,34	6,52	6,74	6,62	6,63
4,5	6,83	5,97	5,85	6,91	6,67	6,54	6,54	6,32	6,52	6,69	6,59	6,57
5,0	6,79	5,96	5,82	6,87	6,64	6,52	6,55	6,35	6,49	6,65	6,58	6,54
6,0	6,75	5,90	5,76	6,76	6,63	6,49	6,56	6,32	6,49	6,60	6,56	6,53
7,0	6,66	5,78	5,68	6,71	6,58	6,50	6,54	6,33	6,49	6,54	6,56	6,53
8,0	6,65		5,63	6,68	6,51	6,49	6,54	6,32	6,46	6,49	6,55	6,51
9,0	6,66		5,62	6,68	6,51	6,50	6,58	6,30	6,46	6,49	6,55	6,49
10,0	6,65		5,61	6,65	6,47	6,46	6,54		6,47	6,50	6,55	6,47
11,0	6,63		5,61	6,63	6,45	6,45			6,59		6,54	6,44
12,0	6,58		5,60			6,45						

A variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 4 está representada na TABELA 8. Assim como na estação anterior, os valores máximos ocorreram em ago/96, entre a superfície e os 2 m de profundidade, variando de 8,00 a 8,45; os valores mínimos ocorreram em out/96, entre 7,00

e 9,00 m, variando de 5,92 a 6,00. Nesta estação, em todos os meses, os valores de subsuperfície foram maiores que os de fundo. As maiores diferenças entre subsuperfície e fundo ocorreram em ago/96 (1,9) e jan/97 (1,01), sugerindo um processo de estratificação química. A variação nos demais pontos ficou entre 0,10 e 0,40, entre subsuperfície e fundo.

Os altos valores de pH em ago/96, provavelmente, ocorreram devido à maior intensidade fotossintética, relacionada com maiores concentrações de algas, como pode ser observado em DEBERDT (1997) e MINOTTI (1999).

TABELA 8 - Variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 4, no período de agosto de 1996 a julho de 1997

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	8,45	6,24	6,20	7,18	6,87	7,49	7,04	6,32	7,00	6,98	6,92	6,79
0,5	8,45	6,23	6,19	7,19	6,85	7,56	6,93	6,36	7,00	6,95	6,89	6,78
1,0	8,41	6,22	6,22	7,19	6,85	7,57	6,85	6,39	7,04	6,93	6,91	6,77
1,5	8,27	6,21	6,22	7,19	6,85	7,53	6,77	6,36	7,01	6,87	6,9	6,76
2,0	8,01	6,20	6,17	7,19	6,81	7,53	6,73	6,37	6,93	6,82	6,86	6,74
2,5	7,45	6,20	6,13	7,15	6,77	7,15	6,73	6,35	6,98	6,79	6,77	6,73
3,0	7,14	6,18	6,10	7,16	6,76	7,09	6,69	6,30	6,87	6,78	6,67	6,71
3,5	6,99	6,16	6,08	7,12	6,78	6,93	6,60	6,30	6,85	6,74	6,61	6,70
4,0	6,84	6,15	6,06	7,11	6,78	6,87	6,58	6,31	6,82	6,66	6,6	6,69
4,5	6,74	6,12	6,05	7,08	6,79	6,82	6,53	6,24	6,76	6,6	6,6	6,68
5,0	6,69	6,11	6,03	7,03	6,77	6,76	6,50	6,24	6,77	6,58	6,58	6,62
6,0	6,61	6,06	6,02	6,90	6,76	6,63	6,49	6,22	6,70	6,57	6,56	6,53
7,0	6,57	6,02	6,00	6,82	6,66	6,60	6,47	6,26	6,65	6,55	6,55	6,48
8,0	6,54	5,96	5,98	6,75	6,45	6,48		6,26	6,59	6,55	6,54	6,44
9,0	6,55		5,92			6,48			6,6	6,54	6,55	6,41
10,0	6,56									6,48		6,39
11,0	6,55											

A variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 5 está apresentada na TABELA 9. Os valores máximos ocorreram no perfil de nov/96, com resultados variando entre 8,04 a 8,79, entre a subsuperfície e 4,5 m; esse mês também apresentou a maior diferença entre subsuperfície e fundo (1,84). Os menores valores ocorreram em out/96, variando de 5,81 a 5,99. Nessa estação, ocorreu o mesmo padrão observado nas demais, ou

seja, valores de subsuperfície superiores aos valores de fundo, com exceção do mês de ago/96, quando os valores aumentaram entre as profundidades de 1,5 a 2,5 m, e diminuíram no fundo. Os resultados encontrados sugerem um processo de estratificação química nos meses de nov/96 e jan/97.

TABELA 9 - Variação espaço-temporal dos valores de pH na estação 5, no período de agosto de 1996 a julho de 1997

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	6,91	6,36	5,99	8,79	6,81	7,36	6,60	6,26	7,00	6,45	6,88	6,51
0,5	6,91	6,35	5,91	8,78	6,80	7,24	6,61	6,24	6,99	6,44	6,85	6,51
1,0	6,93	6,35	5,86	8,66	6,74	7,07	6,63	6,17	7,00	6,42	6,83	6,50
1,5	7,25	6,39	5,87	8,55	6,75	6,90	6,63	6,16	6,99	6,41	6,81	6,52
2,0	7,27	6,36	5,93	8,53	6,70	6,85	6,62	6,17	6,99	6,40	6,79	6,53
2,5	7,06	6,28	5,96	8,40	6,69	6,70	6,60	6,18	6,97	6,38	6,79	6,55
3,0	6,96	6,18	5,97	8,23	6,64	6,64	6,59	6,19	6,95	6,37	6,72	6,53
3,5	6,87	6,12	5,97	8,08	6,64	6,63	6,60	6,24	6,95	6,36	6,69	6,50
4,0	6,71	6,11	5,97	8,06	6,64	6,60	6,55	6,30	6,94	6,35	6,64	6,44
4,5	6,52	6,14	5,94	8,04	6,63	6,63	6,55	6,32	6,94	6,34	6,63	6,40
5,0	6,45	6,15	5,92	7,95	6,51	6,59	6,55	6,32	6,94	6,34	6,60	6,35
6,0	6,44	6,19	5,81	7,68	6,50	6,54	6,49	6,35	6,94	6,31		6,32
7,0	6,48	6,19		7,25	7,08	6,46	6,43	6,37	6,86	6,29		6,30
8,0		6,16		6,95		6,41	6,39	6,42		6,27		6,28
9,0		6,12				6,35	6,35	6,43		6,23		
10,0		6,11				6,54		6,40				
11,0								6,31				
12,0								6,25				
13,0								6,26				
14,0								6,29				

Como comentado anteriormente, os valores mais elevados da subsuperfície, especialmente no mês de nov/96, podem estar associados ao processo fotossintético mais intenso no período.

Segundo BITAR (1998), esses valores só não são maiores porque nos trópicos, os sais de ácidos húmicos presentes nas águas têm capacidade tamponante.

Os perfis mensais de pH da água nas estações 2, 3, 4 e 5, no reservatório de Salto Grande no período de agosto/96 a julho/97 estão

apresentados ANEXO (FIGURAS 1A, 2A, 3A e 4A). O perfil, de forma geral, esteve uniforme durante o período estudado.

Assim como a estação anterior, na estação 3, na maioria dos meses estudados não ocorreram diferenças muito evidentes entre superfície e fundo. Entretanto, nos meses de ago/96 e out/96 foram observadas diferenças de 0,7 entre superfície e fundo, e nos meses de nov/96 e mai/97, diferenças de 0,5 unidades de pH.

Na estação 4, no mês de ago/96, ocorreu diferença de pH de 1,9 entre superfície e fundo e de 1,0, no mês de jan/97. Os demais meses apresentaram o perfil de pH uniforme, sem grandes variações, entre as diferentes profundidades.

O perfil, de forma geral, esteve uniforme durante o período estudado, com exceção do mês de nov/96 que apresentou indicativos de estratificação com diferenças de 1,84 entre superfície e fundo.

Não ficou evidente um fator comum de influência para os indicativos de estratificações encontradas nos diferentes meses.

Variações em curto e longo espaço de tempo na concentração de oxigênio dissolvido de represas, lagos e rios são bons indicativos do seu estado trófico (GOLDMAN & HORNE, 1983).

A variação espaço-temporal dos valores de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), na estação 2, está representada na FIGURA 8. Os valores para a estação 2, de maneira geral, foram baixos. Os menores valores ocorreram nos meses de mai/97 e jul/97, próximos à anaerobiose em todo o perfil. Os maiores valores ocorreram em fev/97, próximos a $5,00 \text{ mg.l}^{-1}$. Esses resultados estão abaixo do limite legal para o rio Atibaia (Classe 2 da Resolução CONAMA 20/86).

Os resultados não evidenciaram nenhum tipo de estratificação para os meses estudados devido provavelmente, à pouca profundidade e alta turbulência na estação de coleta, movimentando a coluna d'água.

Já na estação 3, todos os meses estudados apresentaram indícios de estratificação química, em função da concentração de oxigênio dissolvido, com exceção de fev/97 e mar/97. A diferença nas concentrações entre subsuperfície e fundo foi muito evidente nesse período (FIGURA 9).

As maiores concentração de oxigênio dissolvido ocorreram em ago/96 de 0 a 2,5 m, os valores foram superiores a $8,89 \text{ mg.l}^{-1}$. Todos os meses, com exceção de fev/97 e mar/97, apresentaram o fundo anóxico e algumas vezes anaeróbio (out/96; dez/96, mai/97 e jun/97).

Assim como a estação anterior, na estação 4, a maioria dos meses estudados apresentaram indícios de estratificação quanto à concentração de oxigênio na água, (FIGURA 10).

Os valores máximos de concentração de oxigênio dissolvido ocorreram em ago/96, no intervalo de profundidade ente 0 e 2 m, com valores entre $11,65$ e $14,35 \text{ mg.l}^{-1}$ indicando supersaturação.

A variação espaço-temporal das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) na estação 5 está apresentada na FIGURA 11. A maioria dos meses estudados apresentou indicativos de estratificação em relação à concentração do oxigênio na coluna d'água. As exceções foram os meses de out/96, abr/97 e mai/97. Da mesma forma que as estações 3 e 4, os valores de fundo estiveram mais baixos, chegando à anoxia nos meses de dez/96, jan/97, fev/97, mar/97, mai/97 e jul/97.

Os valores máximos de concentração de oxigênio na água ocorreram em ago/96, no intervalo de profundidade ente 0 e 3,5 m, com valores entre $8,33$ e $11,92 \text{ mg.l}^{-1}$.

Os valores de oxigênio dissolvido para as estações 2, 3, 4 e 5 estão apresentados ANEXO (TABELA 2A ,3A ,4A e 5A).

Outros autores, entre eles FROEHLICH (1978), DEBERDT (1997), BITAR (1998), LEITE (1998), MINOTTI (1999), RIOS (1999) trabalhando com o mesmo sistema, identificaram o processo de estratificação química pelos resultados da concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água, em quase todos os meses estudados, além da quase constante anaerobiose do hipolímnio. Este fenômeno, muito provavelmente, esteja relacionado à pouca interferência do vento, e ao intenso processo fotossintético da superfície e subsuperfície. A anaerobiose do fundo, segundo CALIJURI (1999), reflete a degradação de grande quantidade de matéria orgânica, proveniente de fontes autóctones e alóctones, depositadas e ressuspensas no fundo. Essa matéria orgânica é metabolizada às custas de processos oxidativos, consumindo o

oxigênio, contrapondo o intenso processo fotossintético da superfície, e criando o gradiente demonstrado por diversos autores.

A temperatura é, sem dúvida, é um dos principais fatores controladores do metabolismo dos sistemas.

A variação espaço-temporal dos valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) na estações 2, 3, 4 e 5 está apresentada nas FIGURAS 8, 9, 10 e 11 respectivamente e ANEXO nas TABELAS 6A, 7A, 8A e 9A.

A temperatura, em geral, seguiu a tendência observada na região, para a temperatura do ar. O valor máximo para as estação 2 foi de $24,2^{\circ}\text{C}$, em mar/97, na subsuperfície, e mínimos, em ago/96 e jul/97 próximos a $18,8^{\circ}\text{C}$, no fundo. Assim como para os resultados de pH e oxigênio dissolvido, os valores de temperatura da água não apresentaram sinais de estratificação, provavelmente devido ao processo hidrodinâmico da estação 2 (velocidade da corrente e pouca profundidade).

O valor máximo observado para as estação 3 foi $26,1^{\circ}\text{C}$ em jan/97 na subsuperfície e os mínimos, em ago/96, set/96 e jul/97, com variações entre $19,8$ a $18,0^{\circ}\text{C}$, entre 0 e 7,0 m, e $18,3$ a 17°C , de 8 a 12 m. A diferença entre os valores de subsuperfície e fundo foram pequenas.

Estratificações térmicas foram mais evidentes nos meses de ago, out e nov/96 e jun e jul/97 (FIGURA 9).

Os valores máximos para a estação 4 ocorreram na subsuperfície, em jan/97, fev/97 e mar/97 ($26,5$, $26,9$ e $26,2^{\circ}\text{C}$ respectivamente). Os valores mínimos ocorreram em ago/96, e jul/97, variando entre $20,2$ e $18,0^{\circ}\text{C}$, entre 0 e 7,0 m, e $18,4$ a $17,8^{\circ}\text{C}$, de 8 a 11 m. As estratificações térmicas ficaram mais evidentes nos mesmos meses que foram identificados para a estação 3, além de fev/97 e mar/97.

Os valores máximos para a estação 5 ocorreram em out/96, dez/96, jan/97, fev/97 e mar/97, na subsuperfície, variando entre $26,1$ a $27,3^{\circ}\text{C}$. Os valores mínimos ocorreram próximos ao fundo, em ago/96, e jul/97, variando entre $18,6$ e $18,0^{\circ}\text{C}$. Também nessa estação, a diferença entre os valores de subsuperfície e fundo foram graduais, a estratificação térmica foi mais evidente nas mesmas épocas que registradas nas outras estações (ago, out e nov/96 fev, mar, jun e jul/97).

A variação da temperatura de um grau, para os trópicos, tem o mesmo efeito em relação à densidade da água, que a variação de vários graus para os países de clima temperado. Essas pequenas variações são suficientes para provocarem a estratificação térmica da coluna d'água. (TUNDISI & STRASKRABA, 1995)

Os perfis de pH, oxigênio dissolvido e temperatura da água, mostraram que toda estratificação térmica foi acompanhada de uma estratificação química, mas nem toda estratificação química foi acompanhada de estratificação térmica, pelo menos perceptível.

O reservatório, nos meses de ago/96 e nov/96, apresentou-se estratificado, em pelo menos uma das estações estudadas, caracterizado pelo perfil da coluna d'água em relação aos resultados de pH, oxigênio dissolvido e temperatura. A estratificação no mês de ago/96 está, provavelmente, relacionada às temperaturas mais baixas, possibilitando maior solubilidade do oxigênio na água de superfície e maior produtividade primária (DEBERDT, 1997). O mês de nov/96 apresentou-se também estratificado, caracterizado também por tempo de residência elevado, com vazão mínima e menor cota de rebaixamento, o que significa menor interferência física no corpo d'água.

As estratificações térmica e química da coluna d'água vêm sendo relacionadas com alguns fatores-chaves. Entre eles, diferentes autores têm demonstrado a importância do vento, do tempo de residência, da localização dos vertedouros na barragem, da variação da vazão, diferenças de temperatura da corrente de água de entrada e morfometria do reservatório (STRASKRABA, 1973; ARCIFA & FROEHLICH, 1986; TUNDISI, 1990 entre outros)

Para o reservatório de Salto Grande, as principais funções de força atuando no processo de qualidade da água, especialmente em relação à estratificação da coluna d'água, são: o tempo de residência e operação do reservatório (maior e menor rebaixamento da cota, menor ou maior vazão efluente), entrada de corrente de água mais fria na estação 2, localização de vertedouros, alguns metros abaixo da superfície, e o vento, que mesmo não tão efetivo como em outros sistemas, parece ter sinergia com outros fatores.

por exemplo, movimentação de macrófitas de um local para outro, expondo ou impedindo determinadas áreas da incidência direta de luz, além da liberação de material particulado, pelo movimento das macrófitas.

Outro ponto muito importante, em termos de gerenciamento de reservatório e da qualidade da água, é que a anoxia do hipolíminio, durante praticamente o ano todo, favorece a liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água, contribuindo para o processo de eutrofização, aumentando os custos de tratamento para a recuperação do reservatório. Outro efeito é a liberação de gases do sedimento (H_2S), podendo aumentar o processo corrosivo das turbinas.

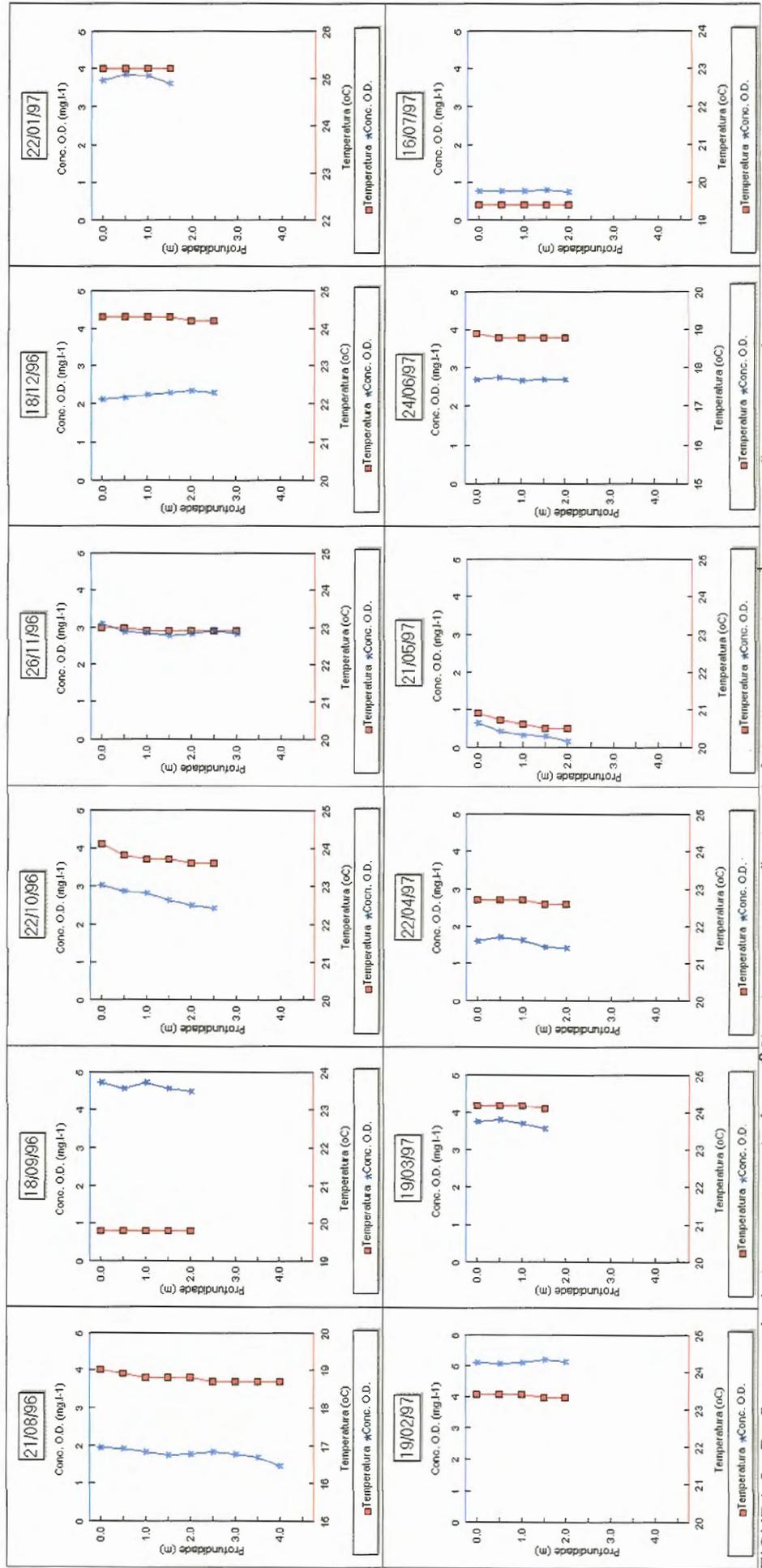


FIGURA 8 - Perfis mensais da temperatura da água (°C) e da concentração de oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹), na estação 2, no período de agosto/96 a julho/97

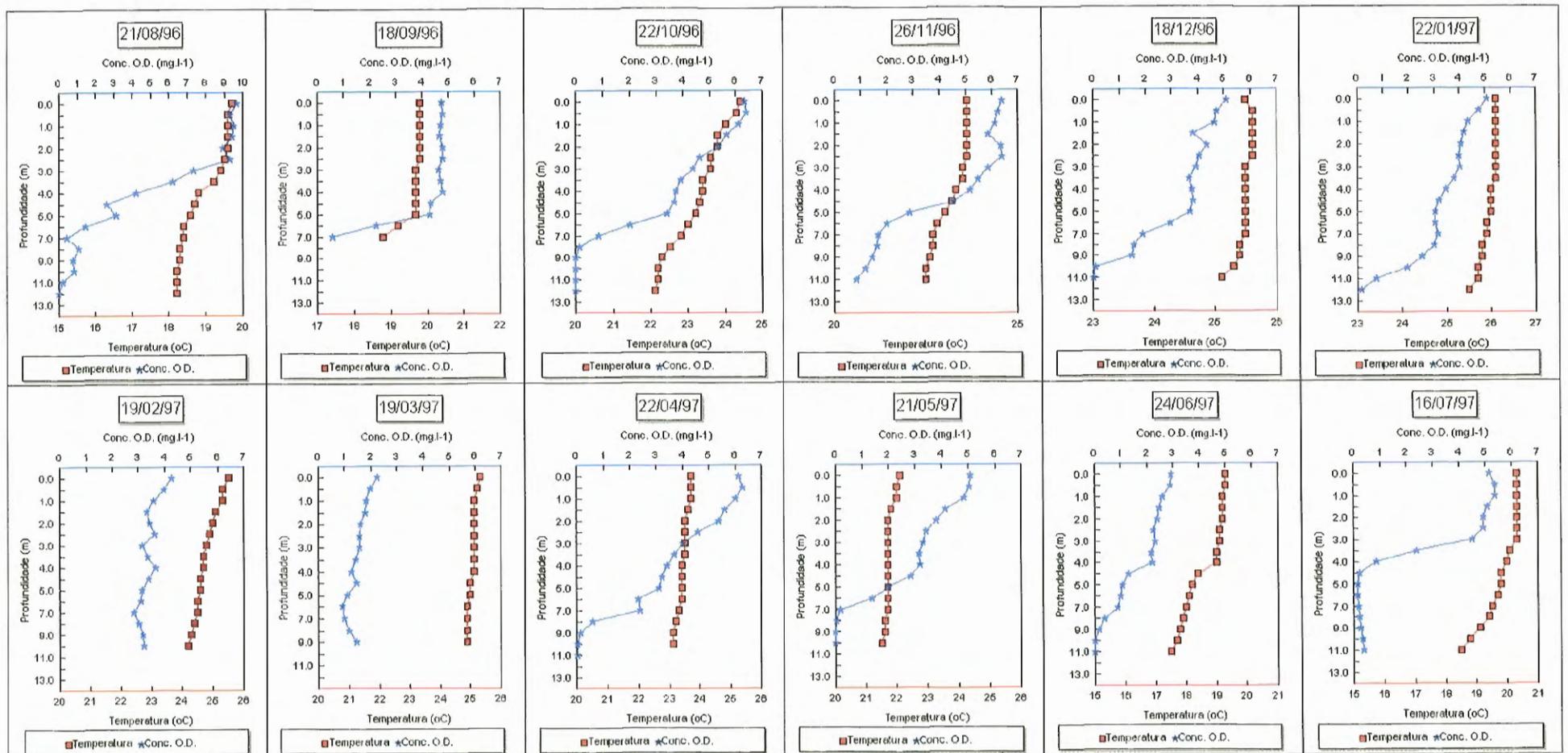


FIGURA 9 - Perfis mensais da temperatura da água (°C) e da concentração de oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹), na estação 3, no período de agosto/96 a julho/97

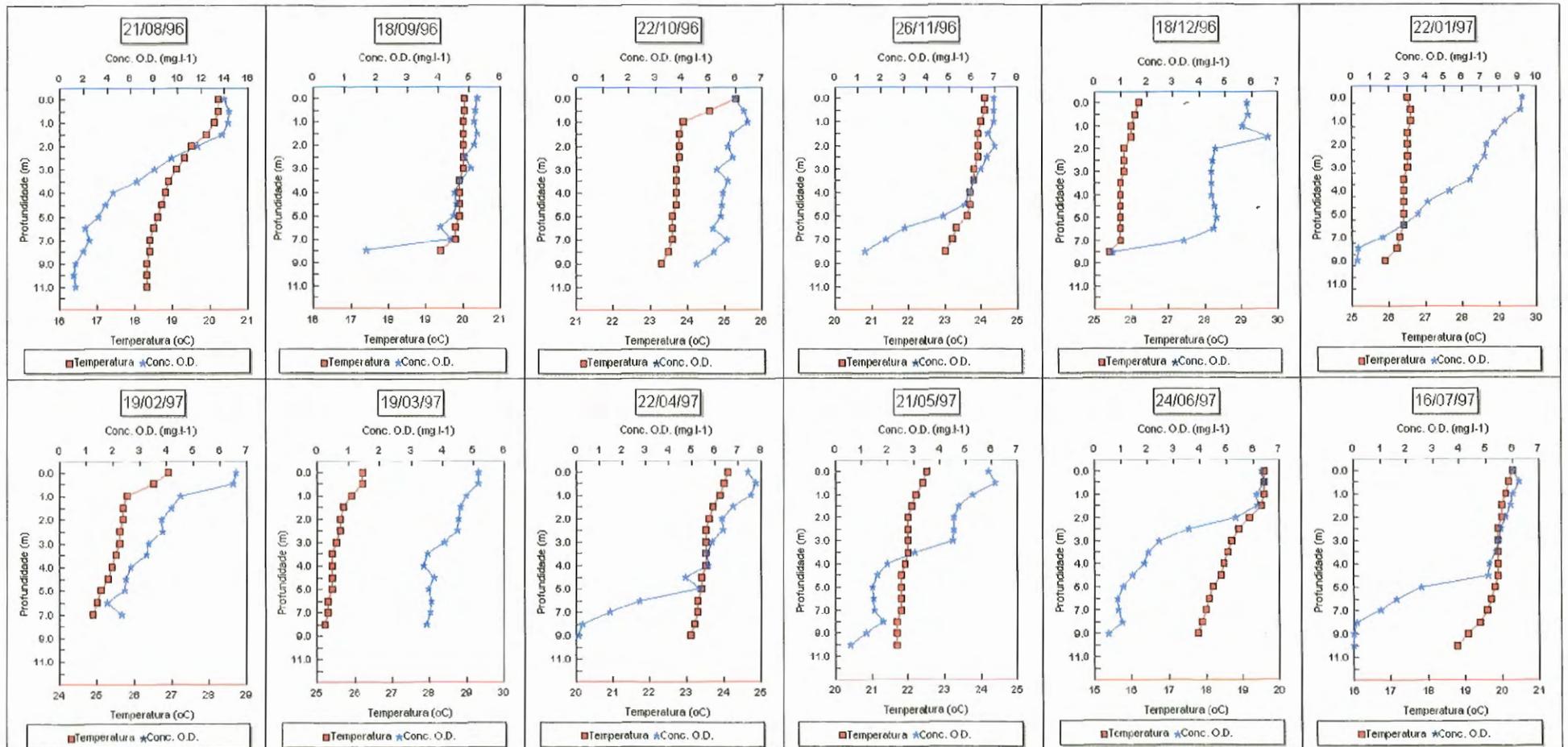


FIGURA 10 - Perfis mensais da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e da concentração de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), na estação 4, no período de agosto/96 a julho/97

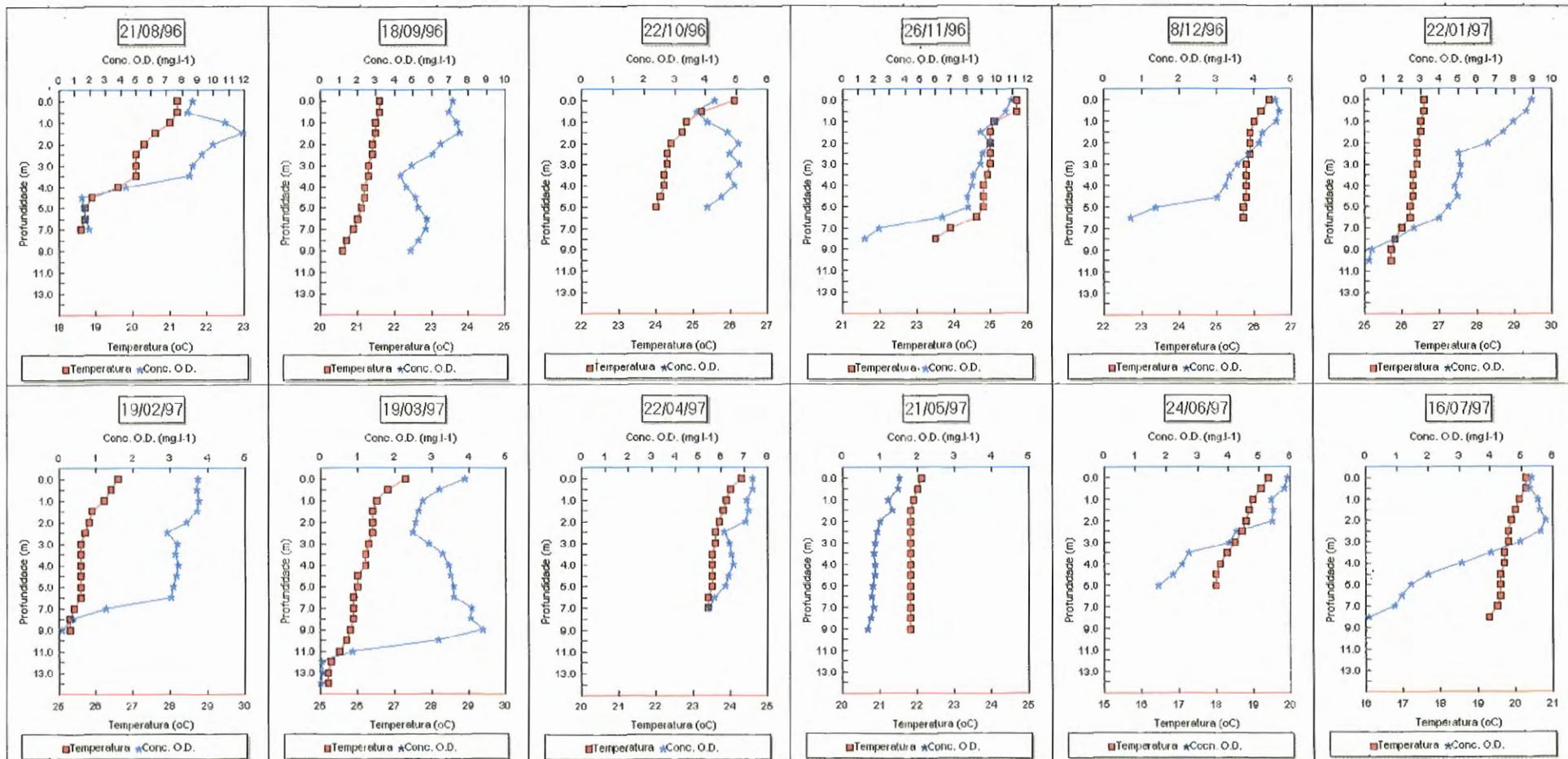


FIGURA 11 - Perfis mensais da temperatura da água (°C) e da concentração de oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹), na estação 5, no período de agosto/96 a julho/97

A saturação do oxigênio é uma função que varia de acordo com a concentração de oxigênio e temperatura da água, e da pressão atmosférica. Essa medida representa um indicativo da disponibilidade, em termos percentuais de oxigênio dissolvido na água.

A variação espaço-temporal dos valores de saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 2 está apresentada na TABELA 10. Os valores mais altos ocorreram em set/96 (48%) na subsuperfície, e 45% no fundo e em fev/97, variando em torno de 55%. Os menores valores ocorreram em jul/97 (8%).

TABELA 10 - Variação espaço-temporal da saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 2, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	19	48	33	33	23	41	55	41	17	6	27	8
0,5	19	46	31	31	24	43	55	42	18	4	27	8
1,0	18	48	31	31	25	43	55	41	17	3	27	8
1,5	17	46	29	30	25	41	56	39	15	3	27	8
2,0	18	45	28	30	26		55		15	2	8	8
2,5	18		26	31	25							
3,0	18			30								
3,5	17											
4,0	15											

A variação espaço-temporal dos valores de saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 3 está representada na TABELA 11. Os valores mais altos ocorreram em ago/96 (98 a 90%), entre 0 e 2,5 m. A maioria dos meses estudados apresentou valores próximos a zero, no fundo. O processo de estratificação pode ser muito bem evidenciado em todos os meses, com exceção de fev/97 e mar/97, seguindo o mesmo padrão de variação discutido para as outras estações.

TABELA 11 - Variação espaço-temporal da saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 3, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	98	48	70	69	58	58	48	25	67	53	29	53
0,5	94	49	71	68	54	54	45	22	69	53	29	55
1,0	96	48	67	67	52	50	40	21	66	51	26	55
1,5	95	47	62	64	43	48	37	20	61	44	25	52
2,0	90	48	58	69	49	46	38	18	58	40	24	50
2,5	94	49	51	70	46	45	40	17	50	36	22	50
3,0	74	47	48	64	44	46	35	17	44	35	23	46
3,5	62	48	43	60	42	43	37	16	40	33	21	24
4,0	42	48	41	56	43	40	41	14	37	34	22	9
4,5	26	44	39	49	43	37	38	16	35	30	13	2
5,0	31	43	37	31	42	35	35	12	33	21	10	2
6,0	14	22	22	22	33	35	34	10	25	15	10	2
7,0	4	6	9	18	21	36	32	11	26	2	8	2
8,0	10		2	18	17	34	33	13	6	0	4	2
9,0	7		0	15	17	29	35	16	1	0	1	3
10,0	8		0	13	1	22	35		0	0	0	3
11,0	2		0	9	0	8			0		0	4
12,0	0		0			2						

A variação espaço-temporal dos valores de saturação de oxigênio na coluna d' água (%) da estação 4 está representada na TABELA 12. Os valores mais altos ocorreram em ago/96, variando de 142 a 95 %, entre 0 e 2,5 m de profundidade. Os menores valores encontrados ocorreram nos meses de jan/97, abr/97, jun/97 e jul/97, com valores inferiores a 5% de saturação, no fundo. O processo de estratificação, com exceção de out/96 e mar/97, pôde ser evidenciado.

TABELA 12 - Variação espaço-temporal da saturação de oxigênio na coluna d' água (%) na estação 4, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	142	53	67	76	67	106	77	59	82	63	64	62
0,5	146	53	70	76	67	105	75	59	85	66	65	64
1,0	146	53	71	76	64	96	51	54	83	56	62	61
1,5	140	53	64	73	75	89	47	52	74	50	62	60
2,0	117	52	62	76	52	84	43	51	68	48	54	58
2,5	95	49	65	73	51	83	44	51	69	48	36	56
3,0	81	51	58	70	51	78	38	46	64	48	24	56
3,5	65	48	62	66	51	74	37	40	62	32	20	55
4,0	46	46	60	64	50	61	30	38	62	21	19	52
4,5	38	46	60	62	52	47	28	42	52	17	14	52
5,0	33	46	59	52	53	41	27	40	58	15	11	26
6,0	22	41	56	33	52	32	20	41	30	15	8	16
7,0	25	45	62	24	39	19	26	41	16	16	9	10
8,0	20	17	57	14	8	3		39	3	19	10	1
9,0	13		49			3			1	12	5	0
10,0	11									6		
11,0	13											

A variação espaço-temporal dos valores de saturação de oxigênio na coluna d' água (%) da estação 5 está representada na TABELA 13. Os valores mais altos ocorreram em ago/96 (102 a 123%), entre 1 e 2 m, e em nov/96 (100 a 124%), entre 0 e 2,5 m. Os menores valores ocorreram em mar/97 e jul/97, próximos a zero, no fundo. O processo de estratificação pode ser notado em todos os meses, com exceção de out/96, abr/97 e mai/97.

Na superfície de reservatórios, a baixa saturação de oxigênio dissolvido na água é um indicador de poluição orgânica de origem alóctone, porque prevalece a decomposição da matéria orgânica (trazida pela corrente de entrada), sobre a produção fotossintética (STRASKRABA & TUNDISI, 1998)

Esse fenômeno pode ser muito bem evidenciado pelos resultados encontrados na estação 2 (TABELA 10).

TABELA 13 - Variação espaço-temporal da saturação de oxigênio na coluna d'água (%) na estação 5, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	90	75	49	124	53	103	43	45	81	16	59	54
0,5	87	73	42	120	53	100	43	37	81	16	59	54
1,0	112	77	45	111	52	92	43	32	77	13	54	56
1,5	123	79	52	100	48	85	42	30	78	14	55	57
2,0	102	68	56	107	47	76	39	29	77	10	55	59
2,5	94	63	52	101	44	58	33	28	67	10	43	57
3,0	88	51	56	100	40	59	36	33	69	9	40	50
3,5	87	45	52	95	38	58	36	38	70	9	27	41
4,0	44	49	54	93	37	55	36	40	71	9	25	31
4,5	15	54	50	90	34	57	36	40	68	9	22	20
5,0	16	55	44	91	16	51	35	41	67	8	17	15
6,0	17	60		71	8	46	34	41	62	8		12
7,0	19	59		25		30	14	46	59	9		9
8,0		55		15		19	4	46		8		1
9,0		50				4	1	50		7		
10,0						3		36				
11,0								10				
12,0								0				
13,0								0				
14,0								0				

A variação espaço-temporal da concentração de ferro total dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$) está representada na TABELA 14. Os maiores valores ocorreram nos meses de jan/97 e fev/97, nas estações 1 e 2, (7571,5 e 6605,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente) e os menores, em jul/97, na estação 4 (37 $\mu\text{g.l}^{-1}$).

Em termos espaciais, as estações 1 e 2 apresentaram as concentrações maiores em todos os meses e as menores ocorreram na estação 6, formando dessa forma, um gradiente entre as estações de coleta.

Os valores mais altos das estações 1 e 2 provavelmente ocorreram devido à entrada de material alóctone. A anoxia da estação 2 favoreceu a

liberação de ferro do sedimento para a coluna d'água, contribuindo para o aumento da concentração.

TABELA 14 - Variação espaço temporal das concentrações de ferro total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	1494,8	2026,5	653,4	3180,2	4996,5	7571,5	3763,7	2089,9	355,5	1103,7	2295,8	782,1
2 sup.	1556,6	2940,2	970,0	2462,9	3550,9	5431,4	6605,5	1634,2	1555,2	1218,1	2600,1	968,1
3 sup.	562,5	1328,1	886,3	903,7	1853,8	2374,0	4933,9	1279,4	536,2	324,9	852,3	294,1
3 fundo	439,6	1356,8	219,9	1030,7	2303,9	4326,1	5181,7	749,5	570,4	242,2	464,5	316,4
4 sup.	363,3	920,3	167,6	524,9	819,4	1781,4	2143,2	1289,5	281,1	155,5	232,8	37
4 fundo	435,7	984,5	102,0	468,6	nd	2030,1	2825,5	1232,9	128,3	275,0	423,1	183,7
5 sup.	231,4	394,6	263,2	368,8	490,6	1133,7	2076,7	556,2	237,5	116,3	808,9	158
5 fundo	372,1	481,7	nd	401,7	330,0	772,5	2198,5	1004,2	nd	nd	468,5	159,6
6 sup.	222,5	455,5	152,9	586,2	568,1	1436,2	2429,5	1492,5	188,2	137,3	318,3	138,8

nd: Amostra não determinada.

5.5 Variáveis de qualidade de água indicadoras de eutrofização

A eutrofização acarreta uma série de modificações nas variáveis físicas, químicas e biológicas dos sistemas aquáticos. O rompimento do estado de equilíbrio do ecossistema provoca mudanças, que podem ser evidenciadas por alguns indicadores, como: diminuição da transparência da água e aumento nas concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo.

Diferentes autores entre eles: DEBERDT (1997), LEITE (1998), BITAR (1998), RIOS (1999), CALIJURI (1999) E MINOTTI (1999), caracterizaram o reservatório de Salto Grande como um sistema hipereutrófico, com elevadas entradas de material alóctone e elevada produção autóctone.

A variação espaço-temporal dos valores de transparência da água, medidas pelo disco de Secchi (m), está apresentada na TABELA 15.

A medida da transparência da água com o disco de Secchi é muito importante em termos comparativos, uma vez que no mundo inteiro esta variável tem sido monitorada com o mesmo método. Essa medida pode indicar o limite

da zona eufótica e de acordo com GOLDERMAN & HORNE (1983), normalmente a visibilidade do disco de Secchi em lagos eutróficos varia de 0 a 2m de profundidade. Para o reservatório de Salto Grande, a variação foi de 0,1 a 2,45 m.

TABELA 15 - Variação espaço-temporal da transparência da água (m) nas estações características de sistemas lênticos.

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
Est. 2	0,60	0,30	0,45	0,40	0,20	0,10	0,10	0,30	0,60	0,60	0,50	0,75
Est. 3	1,00	0,70	1,10	0,78	0,35	0,30	0,20	0,80	0,80	0,90	1,00	2,30
Est. 4	0,90	1,00	1,40	0,90	0,70	0,40	0,50	0,55	1,00	0,90	1,40	2,00
Est. 5	1,50	1,30	1,40	0,45	1,10	0,50	0,50	0,60	0,90	2,10	2,00	2,45

Os maiores valores, que significam maior transparência da água, ocorreram na estação 5 nos meses de mai/97, jun/97 e jul/97 (2,10, 2,00 e 2,45 m) e na estação 3 em jul/97 (2,30 m), provavelmente relacionada a uma alta taxa de sedimentação, menor turbulência do local, e menor contribuição da bacia hidrográfica. Os menores valores de desaparecimento do disco de Secchi, ocorreram na estação 2, nos meses de dez/96 a mar/97, com valores variando de 0,10 a 0,30 m, ficando evidente na época de maior precipitação, a entrada de grande quantidade de material particulado no sistema. Em relação à variação temporal, jul/97 foi o mês que apresentou os maiores valores para todas as estações e os meses de jan/97 a mar/97, os menores valores, para todas as estações. O mês de jul/97 caracterizou-se por baixos valores de precipitação e maior tempo de residência da água ao contrário dos meses de verão, jan e mar/97, que apresentaram valores altos de precipitação, aumento da vazão e diminuição do tempo de residência, contribuindo para a entrada de material no sistema, tanto pelo rio Atibaia, como pelas margens.

Na maioria dos ambientes aquáticos continentais de regiões tropicais, o fósforo (na forma de fosfato) é o principal fator limitante de sua produtividade e

está diretamente relacionado com o processo de eutrofização artificial desses ecossistemas.

Segundo STRASKRABA (1995), a concentração de fósforo em um sistema é resultado de dois processos: entrada de fósforo alóctone no sistema e sua transformação e ressuspensão no corpo d'água.

A variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$), está apresentada na TABELA 16. O padrão de variação foi o mesmo, tanto para o eixo espacial, como temporal; as maiores concentrações ocorreram nas estações 1 e 2 na subsuperfície, para todos os meses, e os menores, no fundo da estação 5 e na subsuperfície da estação 6, caracterizando um gradiente decrescente entre as estações.

TABELA 16 - Variação espaço temporal das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	257,29	212,24	215,51	253,49	155,51	107,32	450,13	184,02	199,06	398,76	271,23	320,70
2 sup.	230,95	172,89	192,64	155,22	146,92	90,40	354,68	128,53	154,48	344,47	177,82	286,45
3 sup.	123,91	81,50	78,63	73,01	103,93	151,04	151,07	81,16	86,78	107,85	73,75	127,94
3 fundo	75,19	70,04	60,59	68,48	100,58	115,00	145,27	72,57	85,84	76,95	66,98	78,92
4 sup.	64,44	60,12	57,39	59,12	63,71	127,30	115,79	69,86	47,50	52,21	56,86	53,50
4 fundo	52,89	58,13	49,41	51,77	nd	94,93	115,29	72,75	44,56	57,21	55,92	43,53
5 sup.	67,20	58,13	55,27	78,63	52,21	68,71	92,28	66,24	45,26	39,41	42,73	49,77
5 fundo	31,64	43,12	nd	69,21	48,85	76,86	89,63	71,30	nd	nd	45,50	35,35
6 sup.	29,34	53,41	47,29	58,92	51,97	60,06	100,28	61,74	47,59	38,67	39,53	40,09

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Os valores máximos ocorreram em fev/97 ($450,13 \mu\text{g.l}^{-1}$) e mai/97 ($398,76 \mu\text{g.l}^{-1}$), ambos na estação 1 (subsuperfície). As concentrações mínimas ocorreram em mai/97 e jun/97 na subsuperfície da estação 6 ($38,67 \mu\text{g.l}^{-1}$ e $39,53 \mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente).

Os resultados evidenciam muito bem a entrada de grande quantidade de matéria orgânica no sistema, que pôde ser evidenciada pelas altas concentrações de fósforo nas estações 1 e 2. Também ficou evidente os processos de sedimentação, metabolismo e decomposição nos demais compartimentos, reduzindo estes valores, como pode ser observado pelos resultados encontrados na estação 6.

As concentrações encontradas na estação 1 sugerem que o rio Atibaia apresenta concentrações de fósforo total, em média 10 vezes maior que o permitido pela Resolução CONAMA 20/86 para rios de Classe 2. Em termos comparativos, um ambiente oligotrófico como a reservatório do Broa - Itirapina – SP apresenta concentrações entre 12 e 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (OLIVEIRA, 1993).

O fosfato presente em ecossistemas aquáticos tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica, e as fontes artificiais mais importantes são os esgotos sanitário, efluentes industriais e os fertilizantes agrícolas.

O fosfato nos sistemas aquáticos encontra-se principalmente na forma orgânica (particulado e dissolvido), e inorgânica solúvel. A sua determinação fornece importantes informações a respeito da ocupação e atividades antrópicas na bacia hidrográfica, e o excesso desse ânion na água pode promover elevado desenvolvimento de algas e macrófitas aquáticas.

A variação espaço-temporal das concentrações de fosfato inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$) está apresentada na TABELA 17. A mesma variação espaço-temporal encontrada para o fósforo total foi verificada para o fosfato inorgânico dissolvido. Existe um gradiente de concentrações: máximas nas estações 1 e 2, com diminuição até mínimas nas estações 5 e subsuperfície da estação 6, para todos os meses estudados. O valor máximo ocorreu em mai/97, na estação 1 (225,06 $\mu\text{g.l}^{-1}$), e o valor mínimo encontrado no período estudado (5,36 $\mu\text{g.l}^{-1}$), ocorreu na estação 5 em jul/97.

A concentração máxima de fosfato inorgânico dissolvido encontrada no reservatório do Broa - Itirapina – SP (sistema oligotrófico), foi de $8,0 \mu\text{g.l}^{-1}$, no ano de 1991 (OLIVEIRA, 1993).

A principal fonte de fosfato inorgânico dissolvido e fósforo total é a entrada de esgotos sanitários e efluentes industriais via rio Atibaia.

TABELA 17 - Variação espaço-temporal das concentrações de fosfato inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	122,16	87,93	97,43	86,13	54,68	33,92	25,66	87,70	115,63	225,06	81,16	209,28
2 sup.	74,81	61,28	59,44	44,78	34,92	32,46	36,14	42,75	54,68	146,00	51,96	112,51
3 sup.	29,92	29,62	25,86	18,25	25,16	29,96	33,24	20,75	15,82	12,41	16,02	28,56
3 fundo	32,51	24,18	18,88	25,02	29,42	31,68	37,37	25,06	21,12	14,64	22,25	28,85
4 sup.	13,67	18,79	12,68	12,61	15,87	27,01	28,04	20,03	13,33	7,01	9,61	9,55
4 fundo	27,35	18,57	11,30	11,97	nd	22,46	34,83	20,22	14,21	9,83	16,66	15,84
5 sup.	9,82	13,75	6,36	9,17	9,44	21,45	33,16	17,81	11,84	7,67	5,79	5,36
5 fundo	13,67	13,29	nd	9,38	8,22	22,44	28,88	20,93	nd	nd	11,62	8,78
6 sup.	17,45	10,87	8,96	10,41	12,67	21,76	nd	22,11	7,97	13,39	9,03	9,88

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

A variação espaço-temporal dos valores da concentração de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$), está apresentada na TABELA 18. A mesma variação espaço-temporal apresentada para o fósforo total e fosfato inorgânico dissolvido também foi verificada para o fosfato total dissolvido. O gradiente de concentrações máximas nas estações 1 e 2 diminui até concentrações mínimas nas estações 5 e 6 para todos os meses estudados, com exceção de jun/97 que não acompanhou o gradiente estabelecido para os outros meses. O mês de jun/97 foi bastante atípico em termos de regime pluvial, apresentando a ocorrência de chuvas num período caracterizado como seco. Esse fenômeno pode ter contribuído para as mudanças de padrão observado nesse mês. A concentração máxima ocorreu em jul/97, na estação 1 ($264,65 \mu\text{g.l}^{-1}$) e a mínima observada no o período estudado, foi de $10,69 \mu\text{g.l}^{-1}$, em abr/97, na estação 6.

TABELA 18 - Variação espaço temporal das concentrações de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$), nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997, na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	154,17	125,56	124,78	124,34	80,24	61,46	52,06	119,48	139,06	254,32	117,90	264,65
2 sup.	107,87	94,94	86,49	75,77	64,33	67,58	60,55	63,20	85,25	180,81	93,77	160,56
3 sup.	47,48	48,93	39,86	37,64	58,26	84,67	67,04	39,95	29,21	27,20	43,01	61,33
3 fundo	48,37	47,87	32,20	43,32	66,49	67,10	68,47	45,47	34,94	25,56	48,43	52,35
4 sup.	26,95	40,45	19,51	26,62	25,40	52,21	62,22	34,10	18,78	15,97	24,03	33,54
4 fundo	42,93	39,97	22,79	28,33	nd	68,67	72,90	35,35	15,24	19,27	32,10	36,62
5 sup.	20,35	33,00	18,27	24,94	19,92	29,59	69,76	33,54	16,82	12,63	24,94	27,99
5 fundo	18,94	24,75	nd	22,75	18,58	32,16	63,60	33,94	nd	nd	28,58	23,66
6 sup.	25,99	27,89	19,40	20,63	22,05	35,86	nd	32,53	10,69	17,32	27,36	31,27

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

As concentrações encontradas para as formas de fósforo analisadas na água no reservatório de Salto Grande são bastante elevadas, quando comparadas com os resultados obtidos no reservatório de Barra Bonita-SP, considerado por CALIJURI (1999) como um sistema eutrófico. O fósforo total apresentou valores máximos similares, o fosfato inorgânico dissolvido apresentou concentrações 11 vezes maiores e o fosfato total dissolvido, 7 vezes maiores.

A presença de diferentes formas nitrogenadas na água e em quantidades diversas podem fornecer valiosas informações sobre o estado geral dos corpos d'água. As principais fontes naturais de nitrogênio são: material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular. Em muitos locais, a poluição é a principal causa dos altos valores de nitrogênio encontrados, principalmente, devido à entrada de esgoto sanitário e efluentes industriais não tratados.

As principais formas de nitrogênio encontradas na água são os íons amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-).

A variação espaço-temporal dos valores da concentração de nitrogênio total (mg.l^{-1}) na água, está apresentada na TABELA 19.

As concentrações de nitrogênio total seguiram o mesmo padrão espaço-temporal encontrado para as formas fosfatadas, descrito anteriormente. As maiores concentrações observadas ocorreram nas estações 1 e 2, durante o período estudado, e as menores, nas estações 5 e 6. O mês de fev/97 apresentou os menores valores relativos para todas as estações. O valor máximo relativo foi de 17,75 mg.l⁻¹ na estação 2, em ago/96, e o mínimo, de 0,60 mg.l⁻¹, em jul/97, no fundo da estação 5. O gradiente estabelecido entre as estações 1 e 6, corrobora os comentários anteriores. Esses altos valores estão relacionados com a entrada de esgotos sanitários e efluentes industriais, em grande parte sem tratamento, de uma das áreas mais populosas e industrializadas do Estado de São Paulo.

TABELA 19 - Variação espaço temporal dos valores da concentração de nitrogênio total (mg.l⁻¹) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	11,11	9,21	8,65	0,77	2,63	3,27	2,06	3,49	3,02	14,83	12,59	16,34
2 sup.	17,75	7,23	12,02	2,12	3,20	3,30	1,35	4,00	3,48	2,71	9,01	15,39
3 sup.	13,31	2,96	3,12	2,34	2,71	2,22	1,86	2,30	2,87	2,47	1,71	11,59
3 fundo	12,79	3,62	7,75	1,99	1,37	3,09	1,91	2,78	2,44	1,27	1,71	6,76
4 sup.	10,50	3,56	2,13	1,80	3,03	1,94	1,50	1,61	1,23	1,21	1,82	2,19
4 fundo	10,52	3,43	2,27	1,61	nd	2,34	1,50	1,55	1,14	nd	1,67	2,17
5 sup.	2,01	8,22	2,56	2,83	2,87	1,37	1,26	1,30	1,19	1,01	1,01	0,91
5 fundo	1,88	3,58	nd	3,00	1,85	1,80	0,85	1,47	nd	0,76	1,64	0,60
6 sup.	1,95	6,11	2,35	2,25	2,18	2,44	nd	1,57	0,94	0,89	0,71	0,78

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

As concentrações de nitrogênio total observados na represa de Salto Grande são bastante altos. BARBOSA et al. (1998) encontrou na Lagoa da Pampulha, (Belo Horizonte-MG), um sistema eutrofizado concentrações máximas de 6,0 mg.l⁻¹. Na represa do Broa (Itirapina -SP), um sistema oligotrófico segundo dados de OLIVEIRA (1993), a concentração máxima observada foi de 0,6 mg.l⁻¹.

Os meses de ago/set/out/96 e mai/jun/jul/97 apresentaram as maiores concentrações de nitrogênio total, provavelmente associadas ao período de menor vazão e maior tempo de residência da água. As menores concentrações ocorreram nos meses de maior vazão e precipitação. O transporte e o efeito de diluição devem ser os fenômenos que acarretaram esses resultados.

O nitrato é a forma mais oxidada das formas nitrogenadas e suas maiores fontes naturais são as águas da chuva e enxurrada.

A variação espaço-temporal das concentrações de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água está apresentada na TABELA 20. Essa variação não apresentou um padrão tão bem marcado como para o nitrogênio total. Entretanto, em termos espaciais, a estação 1 apresentou os valores mais altos em relação às demais estações, na maioria dos meses estudados, evidenciando mais uma vez, o aporte de nutrientes trazidos pelo rio Atibaia.

TABELA 20 - Variação espaço temporal das concentrações de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997, na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	1306,0	1278,9	1553,9	1059,5	1046,6	902,4	581,7	1025,0	1509,5	1378,6	1603,6	2123,3
2 sup.	1052,3	1377,8	1290,6	953,3	946,9	1018,6	548,3	985,9	869,1	1198,1	1715,4	1464,8
3 sup.	828,4	1020,2	966,0	925,5	823,3	921,5	734,5	745,5	1431,7	1670,3	1436,6	1487,6
3 fundo	741,2	1015,5	631,8	968,6	804,7	853,7	689,7	794,3	1409,8	1701,2	1292,1	1272,7
4 sup.	969,1	930,3	971,6	931,8	782,3	984,2	699,6	109,2	1231,0	1202,3	1451,3	1448,2
4 fundo	924,6	965,1	926,9	925,6	nd	915,1	774,4	124,6	1327,1	1367,5	1376,6	1300,3
5 sup.	1259,3	936,5	954,1	895,5	801,2	868,3	735,4	90,7	1303,1	1035,3	1450,2	1477,0
5 fundo	1490,7	913,1	nd	922,3	787,1	866,2	750,9	102,4	nd	nd	1457,4	1343,0
6 sup.	1300,4	948,3	959,5	921,6	707,3	808,9	nd	215,1	1175,0	1168,9	1413,0	1296,5

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

A exceção a esse padrão foi o mês de fev/97, quando os valores mais altos foram observados justamente nas estações 4 e 5. O valor máximo relativo foi em jul/97 ($2123,3 \mu\text{g.l}^{-1}$) e a concentração mínima foi de $90,7 \mu\text{g.l}^{-1}$, em mar/97. Como comparação, um sistema oligotrófico apresenta, em média

concentrações na ordem de 20 a 40 vezes menores que as encontradas no reservatório de Salto Grande.

Os valores encontrados são bastante elevados, pois se trata de um reservatório hipereutrófico, entretanto os valores estão dentro do que a Resolução CONAMA 20/86 estabelece como padrão para rios de classe 2. Pela Resolução, o valor máximo de nitrato é de $10.000 \mu\text{g.l}^{-1}$. Este valor é de 10 a 100 vezes maior do que o encontrado e não condiz com a realidade das concentrações dos corpos d'água regionais.

O nitrito representa uma fase intermediária entre o amônio (forma mais reduzida) e o nitrato (forma mais oxidada). É um composto intermediário e instável, cuja oxidação por bactérias o transforma em nitrato.

A variação espaço-temporal das concentrações de nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$), está representada na TABELA 21.

As estações 1 e 2 apresentaram os maiores valores relativos em todos os meses estudados, seguindo um padrão já estabelecido para os pontos de entrada. O valor máximo ocorreu em abr/97 ($366,36 \mu\text{g.l}^{-1}$). As concentrações mínimas de nitrito ocorreram em mai/97, na subsuperfície, da estação 4 e 5 ($4,51$ e $8,31 \mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente).

TABELA 21 - Variação espaço temporal das concentrações de nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	244,10	249,67	306,55	172,82	170,14	126,12	69,15	280,07	366,36	347,13	97,07	323,22
2 sup.	204,78	220,48	235,07	170,44	161,21	141,47	62,09	235,62	226,50	333,23	187,03	235,03
3 sup.	131,04	116,96	114,62	134,25	110,78	124,29	90,84	121,20	203,15	36,17	122,04	158,58
3 fundo	97,45	112,98	45,12	146,19	111,88	118,61	86,72	150,24	213,16	47,74	119,04	112,85
4 sup.	85,85	98,95	104,89	85,15	87,31	96,55	46,83	88,07	55,42	4,15	68,92	59,44
4 fundo	92,86	98,71	110,33	83,04	nd	102,43	79,64	95,39	89,80	10,00	98,09	54,62
5 sup.	90,88	129,77	96,28	99,51	68,61	54,86	42,73	51,68	26,35	8,31	56,80	29,36
5 fundo	111,00	107,18	nd	102,38	69,10	61,03	37,32	68,79	nd	nd	60,37	26,48
6 sup.	121,08	137,39	130,67	78,94	63,95	52,91	nd	49,06	28,53	13,40	50,68	21,62

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Da mesma forma que comentado para o nitrato, a concentração máxima estabelecida pela resolução CONAMA 20/86 para o nitrito estão muito acima dos registros obtidos nos sistemas aquáticos regionais.

Segundo dados de CALIJURI (1988) e OLIVEIRA (1993), o reservatório do Broa (Itirapina SP), com características oligotróficas, apresentou valor máximo de $3 \mu\text{g.l}^{-1}$, nos anos de 1987 e 1991. Para uma idéia, ainda melhor, da magnitude das concentrações encontradas no reservatório de Salto Grande, segundo CERQUEIRA (1995), concentrações máximas encontradas em uma lagoa de estabilização para tratamento de esgoto foram da ordem de $85 \mu\text{g.l}^{-1}$ de nitrito. As estações 1 e 2 superaram estas concentrações em 2, 3 e 4 vezes durante o período estudado.

Por ação de determinadas bactérias e fungos, proteínas animais e vegetais podem ser decompostas, e o produto do primeiro estado de degradação oxidativa é principalmente a amônia livre. Esta também pode estar sendo produzida pelo processo de desaminação, que envolve também ação bacteriana (MAIER, 1978).

Altas concentrações de amônio têm grandes implicações ecológicas. Por exemplo, podem influenciar fortemente a dinâmica do oxigênio no meio, uma vez que grandes concentrações de oxigênio são requeridas para sua oxidação. Concentrações de $250 \mu\text{g.l}^{-1}$ ou superiores, de amônio, afetam o crescimento dos peixes, enquanto que valores superiores a $500 \mu\text{g.l}^{-1}$ são letais para a maioria dos peixes (ESTEVES, 1987).

A variação espaço temporal dos valores da concentração de amônio ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, estão apresentados na TABELA 22.

Os valores mais altos ocorreram nas estações 1 e 2, de entrada do sistema, os valores máximos encontrados para o período estudado ocorreram justamente nessas estações nos meses de ago/96 ($2055,1$ e $2023,5 \mu\text{g.l}^{-1}$), mai/97 ($2216,9$ e $20,49,7 \mu\text{g.l}^{-1}$), e jul/97 ($2181,6$ e $2152,9 \mu\text{g.l}^{-1}$). Apesar dos altos valores observados nas estações 1 e 2 em mai/97 observou-se, nas demais estações, concentrações baixas para o mesmo mês, inclusive o valor

mínimo encontrado para todo o período de estudo ($6,5 \mu\text{g.l}^{-1}$), na estação 4 subsuperfície. De maneira geral, os valores foram bastante elevados e ago/96 e set/96 foram os meses que apresentaram altas concentrações, não apenas nas estações de entrada, como também nas demais.

Em todo o período estudado, as concentrações das estações 1, 2 e 3 apresentaram valores superiores a $500 \mu\text{g.l}^{-1}$, tóxica para a maioria dos peixes.

Os meses de verão, caracterizados por maior quantidade de chuva, maior vazão e menor tempo de residência, apresentaram concentrações menores provavelmente relacionadas ao efeito de transporte e diluição.

TABELA 22 - Variação espaço temporal das concentrações de amônio ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	2055,1	1340,9	1227,9	740,9	468,1	512,5	291,4	1025,0	1259,8	2216,9	1051,6	2181,6
2 sup.	2023,5	1257,3	1339,2	753,8	637,5	498,1	240,4	985,9	1138,9	2049,7	1192,8	2152,9
3 sup.	1763,5	962,8	922,6	540,7	518,8	484,8	516,7	745,5	431,6	70,1	641,9	1181,0
3 fundo	1809,1	958,7	1251,3	705,7	659,3	675,3	467,1	794,3	711,9	149,9	821,7	1309,6
4 sup.	1068,9	1033,6	570,2	357,7	369,4	150,1	351,2	109,2	40,0	6,5	266,2	316,5
4 fundo	1464,3	1063,8	579,6	345,3	nd	589,3	543,2	124,6	156,1	25,4	634,1	682,0
5 sup.	272,2	912,9	362,7	83,9	370,0	42,8	411,4	90,7	16,6	91,9	171,2	104,2
5 fundo	489,4	1010,1	nd	93,5	445,7	227,8	480,7	102,4	nd	nd	229,0	168,0
6 sup.	486,7	976,6	395,4	310,3	533,2	385,0	nd	215,1	49,5	114,7	154,6	191,2

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Com base no apresentado por OLIVEIRA (1993), as concentrações máximas de amônio, para um sistema oligotrófico, são da ordem de $60 \mu\text{g.l}^{-1}$ (reservatório do Broa Itirapina – SP).

As medidas de concentração de pigmentos totais têm considerável utilidade para a caracterização da qualidade da água, particularmente em estudos de eutrofização. Os valores de pigmentos totais estão em geral

diretamente relacionados com a quantidade de fitoplâncton presente. Essas concentrações são bons indicativos do grau de fertilização ou eutrofização dos sistemas aquáticos.

A variação espaço-temporal da concentração de pigmentos totais (mg.l^{-1}) nas estações estudadas estão representadas na TABELA 23.

TABELA 23 - Variação espaço-temporal da concentração de pigmentos totais (mg.l^{-1}) nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana S.P.)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	12,21	4,65	13,02	7,80	4,65	nd	5,58	4,19	5,23	8,72	5,58	9,42
2 sup.	14,65	4,65	6,51	5,93	4,19	9,77	5,58	5,12	9,42	13,25	4,65	7,33
3 sup.	30,69	7,33	4,89	10,11	20,93	16,28	6,87	4,19	38,71	38,36	7,32	12,56
3 fundo	4,53	6,98	2,09	3,14	2,79	5,11	5,58	3,84	17,79	11,86	1,74	3,84
4 sup.	35,57	8,38	12,91	11,86	18,14	32,09	12,55	16,05	25,11	24,76	11,16	20,28
4 fundo	3,14	5,58	13,95	11,86	nd	3,25	5,58	13,25	16,04	10,81	2,09	3,14
5 sup.	25,46	16,04	13,60	34,04	16,39	32,08	4,19	13,60	28,95	8,37	7,67	12,90
5 fundo	3,49	3,84	nd	36,27	7,68	5,12	0,93	17,21	nd	nd	3,49	5,93
6 sup.	6,63	10,82	9,77	26,51	5,24	11,16	2,79	9,77	11,86	4,53	3,49	2,44

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Os maiores valores da concentração de pigmentos totais ocorreram na subsuperfície das estações 3, 4 e 5, provavelmente relacionados com a menor interferência física do sistema, em contraposição com as estações 1, 2 e 6. O valor máximo relativo ocorreu na estação 3 em mai/97 ($38,71 \text{ mg.l}^{-1}$).

Os valores mais baixos relacionados à velocidade da corrente ocorreram nas estações 1, 2 e 6. Entretanto, o menor valor encontrado foi em out/96 na estação 3.

5.6 Variáveis de qualidade de água indicadoras do conteúdo de matéria orgânica no sistema

A demanda química de oxigênio (DQO) corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica presente na amostra de água.

A determinação da DQO é de extrema importância para a quantificação da matéria orgânica total existente em certos despejos, caracterizados por baixa biodegradabilidade (celulose, pesticidas, etc.), que, lançados em cursos d'água, provocam grande consumo de oxigênio dissolvido.

A variação espaço-temporal da DQO (mg.l^{-1}) na água nas estações estudadas está apresentada na TABELA 24.

TABELA 24 - Variação espaço temporal do DQO (mg.l^{-1}) na água nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	nd	21,00	25,00	64,65	46,11	14,33	46,11	14,33	6,39	35,50	23,00	35,50
2 sup.	nd	39,00	22,00	69,94	43,46	27,57	56,70	nd	19,63	27,60	16,00	22,30
3 sup.	nd	20,00	18,00	48,76	32,87	19,63	11,69	9,04	11,69	30,20	10,00	17,00
3 fundo	nd	19,00	9,00	64,65	32,87	3,74	14,33	3,74	6,39	22,30	12,00	14,30
4 sup.	nd	19,00	14,00	62,00	35,52	16,98	6,39	6,39	3,74	1,09	12,00	11,70
4 fundo	nd	17,00	15,00	56,70	nd	38,17	6,39	1,09	3,74	30,20	12,00	9,03
5 sup.	nd	20,00	23,00	77,89	38,17	6,39	11,69	6,39	14,33	70,00	11,00	14,30
5 fundo	nd	23,00	nd	62,00	40,81	9,04	3,74	9,04	nd	nd	10,00	17,00
6 sup.	nd	18,00	10,00	48,76	38,17	9,04	6,39	6,39	3,74	19,60	7,00	19,60

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Não se registrou um padrão definido de comportamento para os resultados de DQO para o período estudado. Em termos temporais, nov/96 apresentou os valores mais altos. Esse mês comportou uma característica particular, foi o período no qual ocorreu maior rebaixamento do nível do

reservatório e o maior tempo de residência, provavelmente ocasionando maior concentração de matéria orgânica no sistema.

O valor máximo relativo foi de 77,89 mg.l⁻¹ na subsuperfície da estação 5, em nov/96. Mar/97 e abr/97 apresentaram os valores mais baixos para o período, em todas as estações. O valor mínimo relativo ocorreu em mar/97 e mai/97 (1,09 mg.l⁻¹), no fundo e na subsuperfície da estação 4, respectivamente.

A análise da demanda bioquímica do oxigênio (DBO) corresponde a uma fração da DQO, representada pela quantidade de oxigênio utilizada pela comunidade biológica nos processos oxidativos, principalmente a respiração.

Em termos numéricos, interpreta-se a DBO como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar ou estabilizar determinada quantidade de matéria orgânica, em determinado tempo.

A variação espaço-temporal do DBO₅ (mg.l⁻¹) na água nas estações estudadas está apresentada na TABELA 25.

TABELA 25 - Variação espaço-temporal do DBO₅ (mg.l⁻¹) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	4,78	nd	5,88	4,21	4,79	nd	3,01	5,88	4,94	5,09	6,11	7,46
2 sup.	1,88	nd	2,76	1,92	2,14	1,07	1,65	3,64	1,81	0,97	3,59	1,18
3 sup.	4,66	nd	2,99	0,86	2,38	0,35	1,13	2,19	3,44	2,18	3,09	2,11
4 sup.	4,96	nd	2,65	1,57	3,17	0,43	2,40	2,52	2,07	1,11	2,27	2,17
5 sup.	2,36	nd	2,50	4,55	3,37	0,16	1,94	2,43	0,88	1,00	1,41	1,48
6 sup.	3,03	nd	4,38	2,36	2,09	0,73	1,82	2,42	1,41	1,39	1,40	1,89

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Os valores mais altos ocorreram principalmente na estação 1, em praticamente todos os meses estudados, com uma variação de 3,01 a 7,46 mg.l⁻¹. O valor mínimo ocorreu em jan/97, na subsuperfície da estação 5 (0,16 mg.l⁻¹);

esse mês também apresentou baixos valores para todas as outras estações, nos meses estudados.

A estação 1 (rio Atibaia) apresentou, nos meses de out/96, mar/97, mai/97, jun/97 e jul/97 valores superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86 (5 mg.l^{-1}), demonstrando mais uma vez que as águas do rio Atibaia não apresentam qualidades compatíveis com o padrão da Classe 2.

A variação espaço-temporal da redução do oxigênio (%), na avaliação da DBO_5 na água, nas estações estudadas, está apresentada na TABELA 26. Os valores percentuais mais altos de redução de oxigênio ocorreram nas estações 1 e 2, em todos os meses estudados, com valores superiores a 90%. A exceção foi o mês de fev/97, quando o valor mais alto ocorreu na estação 6.

Os resultados inferiores a 30% de redução não apresentaram nenhum padrão definido. O menor valor ocorreu em jan/97 na estação 5 (3%).

TABELA 26 - Variação espaço temporal da redução do oxigênio (%), na avaliação do DBO na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	71	nd	99	97	76	nd	43	99	88	98	100	99
2 sup.	100	nd	97	93	96	70	36	98	97	97	98	97
3 sup.	58	nd	49	21	47	15	32	96	54	43	85	37
4 sup.	42	nd	44	26	54	7	40	49	28	19	34	34
5 sup.	33	nd	59	48	56	3	49	66	14	63	24	27
6 sup.	92	nd	68	63	73	29	63	54	25	54	23	43

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Os sólidos em suspensão produzem turbidez e são constituídos por substâncias transferidas de outras regiões (material alóctone), como argila, silte, resíduos industriais, esgoto doméstico, ou originado a partir do desenvolvimento

de organismos vivos, principalmente algas planctônicas e macrófitas (material autóctone).

A variação espaço-temporal da concentração da fração total de material em suspensão (mg.l^{-1}) nas estações estudadas está apresentada na TABELA 27.

TABELA 27 - Variação espaço temporal da concentração da fração total de material em suspensão (mg.l^{-1}) nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	20,48	30,72	21,05	49,80	136,47	58,40	219,30	19,32	14,93	14,18	29,00	17,64
2 sup.	15,72	26,12	20,32	18,61	42,20	311,80	146,05	31,22	14,36	15,33	15,95	10,94
3 sup.	12,71	9,14	4,74	10,25	16,54	39,53	47,50	12,35	12,59	11,49	5,19	5,08
3 fundo	4,80	8,48	3,89	7,88	14,31	47,37	71,90	13,50	9,76	5,78	3,65	2,19
4 sup.	12,38	8,24	5,60	10,28	10,00	17,13	12,43	13,81	9,88	8,64	5,03	4,73
4 fundo	4,71	8,21	4,84	9,45	nd	16,77	22,55	10,10	7,03	6,38	2,50	2,10
5 sup.	8,94	9,19	5,34	20,08	6,96	18,18	10,93	14,08	9,14	4,91	1,90	3,79
5 fundo	3,70	5,53	nd	17,34	7,25	11,83	11,68	12,98	nd	nd	3,95	2,70
6 sup.	3,96	6,39	3,14	13,89	7,40	13,40	14,32	12,57	4,88	3,84	nd	1,86

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Essa variação apresentou um padrão bem definido. Os valores mais altos ocorreram nas estações 1 e 2 e os menores no fundo da estação 5 e subsuperfície da estação 6. Dessa forma, ficou estabelecido um gradiente decrescente da entrada à saída do reservatório. Os meses com as maiores concentrações relativas foram dez/96, jan/97 e fev/97 e com as menores foram jun/97 e jul/97. Esses resultados estão associados ao período de maior intensidade pluviométrica e conseqüente maior vazão afluyente e carreamento de material (dez/jan e fev) e ao período de menor vazão afluyente e maior tempo de residência (jun e jul), respectivamente. O valor máximo encontrado foi de 311,80

mg.l⁻¹ em jan/97 na subsuperfície da estação 2, e o menor ocorreu em jul/97 na estação 6.

De modo geral, os resultados obtidos reproduziram as mesmas características descritas para o reservatório de Barra Bonita. Nesse contexto, CALIJURI (1999), estudou, para o reservatório de Barra Bonita – SP, a relação do aumento de material em suspensão nos meses mais chuvosos.

Ambiente oligotrófico como descritos por CALIJURI (1988) E OLIVEIRA (1993), apresentou valores máximos de material em suspensão total de 15 mg.l⁻¹ (reservatório do Broa – Itirapina SP). Os valores encontrados nos meses de dez/96, jan e fev/97 no reservatório de Salto Grande foram extremamente altos.

A proporção de matéria orgânica e inorgânica nas águas interiores é um importante indicativo da produtividade desses sistemas.

Ao contrário do gradiente decrescente do material em suspensão total apresentado anteriormente, os resultados da fração orgânica (TABELA 28), não demonstraram um padrão definido de variação, apesar de os valores mais altos terem ocorrido nas estações 1, 2 e 3. Isso demonstra que o papel da entrada de matéria orgânica alóctone é muito importante e determinante no sistema, mas a matéria orgânica de origem autóctone também contribui significativamente (algas e macrófitas principalmente). Tempo de residência, vazão, temperatura da água e radiação, associados às entradas de matéria orgânica no sistema, são funções de forças muito importantes para controlar a quantidade de matéria orgânica no sistema.

O valor máximo relativo ocorreu na estação 2, em jan/97 (47,40 mg.l⁻¹). O valores decresceram para as demais estações mas sem definir um gradiente. O mês de nov/96, por exemplo, apresentou os valores mais altos na estação 5, provavelmente relacionado à grande quantidade de macrófitas do local. O valor mínimo relativo, encontrado no período estudado, foi de 0,95 mg.l⁻¹ em jun/97. De forma geral, foi em jun/97 que ocorreram os menores valores de fração orgânica para todas as estações. Jun/97 foi um mês atípico devido à

considerável quantidade de chuvas que ocorreram naquele ano, fenômeno que pode, de certa forma, ter contribuído para um processo de diluição.

TABELA 28 - Variação temporal da concentração da fração orgânica de material em suspensão (mg.l^{-1}) nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	8,58	8,37	6,83	12,52	22,47	7,33	36,45	7,32	3,99	6,98	7,23	7,13
2 sup.	6,90	6,72	3,77	6,19	8,67	47,40	22,05	7,33	4,94	6,36	3,32	5,89
3 sup.	9,14	3,54	1,70	5,89	7,18	6,98	8,25	4,15	7,40	8,84	1,49	nd
3 fundo	2,50	3,06	0,45	2,71	4,03	9,33	11,73	4,05	4,68	3,96	0,25	nd
4 sup.	9,84	3,85	1,95	6,16	4,33	8,50	4,70	5,69	6,58	6,31	1,25	3,50
4 fundo	2,64	3,64	2,16	5,89	nd	4,03	4,62	4,24	4,65	3,69	*	1,55
5 sup.	7,79	6,75	5,04	17,86	3,50	8,83	2,93	5,93	6,66	2,64	0,73	2,58
5 fundo	2,06	2,96	nd	15,30	3,54	5,02	3,08	5,75	nd	nd	0,70	1,75
6 sup.	3,08	3,64	2,64	8,89	3,23	5,33	3,25	4,67	3,13	2,28	nd	1,10

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

5.7 Variáveis de qualidade de água indicadoras da carga mineral

O componente inorgânico do material em suspensão, especialmente o silte, possui grande capacidade de troca iônica, que permite o transporte de substâncias, sendo um dos maiores transportadores de poluentes.

A variação espaço-temporal da concentração da fração inorgânica de material em suspensão (mg.l^{-1}) nas estações estudadas, está apresentada na TABELA 29.

Essa variação também apresentou um padrão muito bem definido, seguindo a tendência apresentada para o material em suspensão total. Os valores mais altos ocorreram nas estações 1 e 2, e os menores, no fundo da estação 5 e subsuperfície da estação 6. Os meses de jan/97 e fev/97 apresentaram os valores mais altos, e jul/97, os valores mais baixos.

O valor máximo relativo ocorreu em jan/97, na estação 2 (264,40 mg.l⁻¹) e o mínimo em jul/97 no fundo da estação 5 e subsuperfície da estação 6 (0,95 e 0,76 mg.l⁻¹, respectivamente).

Esses resultados demonstram a forte carga de material inorgânico lançado pelo rio Atibaia e o conseqüente fenômeno de sedimentação, formando um gradiente decrescente, corroborando a hipótese de que este reservatório constitui um sistema de retenção eficaz, promovendo para jusante a melhoria de várias características químicas da massa d' água

TABELA 29 - Variação temporal da concentração da fração inorgânica de material em suspensão (mg.l⁻¹) nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	11,90	22,35	14,23	34,86	114,00	51,07	182,85	12,00	10,94	7,20	21,77	10,51
2 sup.	8,81	19,40	16,55	12,43	33,53	264,40	124,00	23,88	9,43	8,96	12,63	5,05
3 sup.	3,58	5,60	3,04	4,36	9,36	32,55	39,25	8,20	5,19	2,65	3,70	nd
3 fundo	2,30	8,48	3,76	5,16	10,29	38,03	60,18	9,45	5,09	1,81	3,48	nd
4 sup.	2,54	4,39	3,65	4,11	5,68	8,63	7,73	8,13	3,30	2,33	3,78	1,23
4 fundo	2,08	4,58	2,68	3,56	nd	12,73	17,93	5,86	2,38	2,69	nd	0,55
5 sup.	1,15	2,44	0,30	2,22	3,46	7,78	8,00	8,15	2,48	2,28	1,18	1,21
5 fundo	1,64	2,56	nd	2,04	3,71	6,82	8,60	7,23	nd	nd	3,25	0,95
6 sup.	0,89	2,78	0,50	5,00	4,18	8,07	11,07	7,90	1,75	1,56	nd	0,76

Legenda: sup. (superfície).

nd: Amostra não determinada.

Os valores de condutividade elétrica refletem a capacidade da água em conduzir corrente, e indicam a quantidade de íons presentes na água. Normalmente, as concentrações de íons em locais onde se lançam emissões industriais e urbanas são muito alta.

A variação espaço temporal dos valores de condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) na estação 2, está apresentada na TABELA 30.

Os valores mais altos ocorreram nos meses de ago/96, mai/97 e jul/97 (216, 316 e 278 $\mu\text{S.cm}^{-1}$), associados à baixa pluviosidade do período, e maior estabilidade física do sistema (maior tempo de residência). Os menores valores ocorreram em nov/96 (89 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) e fev/97 (84 $\mu\text{S.cm}^{-1}$), provavelmente devido ao efeito da diluição (período chuvoso) e menor tempo de residência.

Não ocorreram diferenças significativas no gradiente da coluna d'água.

TABELA 30 - Variação espaço temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) na estação 2, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)

Prof.(m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	216	121	121	89	119	114	84	176	213	316	190	278
0,5	216	121	121	90	119	114	84	176	207	312	190	277
1,0	217	121	121	90	119	115	85	177	204	313	190	277
1,5	217	120	121	89	120	116	85	177	205	312	190	278
2,0	217	121	120	89	121		85	*	205	312	190	279
2,5	217		121	91	120							
3,0	217			90								
3,5	217											
4,0	220											

A variação espaço-temporal dos valores de condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) na estação 3, está apresentada na TABELA 31.

Os valores mais altos, assim como na estação anterior, ocorreram nos meses de ago/96, e mai/97 (238 e 237 mS.cm^{-1} em média para o perfil). Os menores valores ocorreram em set/96 e nov/96, com valores entre 87 e 90 mS.cm^{-1} . Esses resultados também estão associados aos períodos de maior e menor quantidade de chuvas, respectivamente.

Não ocorreram diferenças significativas nos perfis estudados, com exceção do mês de jul/97, que apresentou diferenças significativas entre superfície e fundo.

TABELA 31 - Variação espaço-temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) na estação 3, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)

Prof.(m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	235	88	101	87	131	111	114	163	213	233	156	204
0,5	235	88	102	87	133	111	113	162	215	233	155	208
1,0	235	88	101	87	132	111	113	162	214	236	155	208
1,5	235	88	101	87	132	111	115	162	215	236	156	208
2,0	236	88	101	87	131	111	116	162	216	237	156	208
2,5	236	89	101	87	132	111	112	162	216	237	156	207
3,0	234	88	100	89	131	111	108	162	217	238	157	204
3,5	233	89	101	87	132	111	104	163	218	236	157	201
4,0	232	88	101	87	131	110	103	164	219	236	157	203
4,5	230	89	101	89	132	110	104	166	219	236	157	200
5,0	237	89	101	88	132	110	105	169	219	236	158	94
6,0	234	90	101	87	131	111	105	172	222	235	159	98
7,0	234	90	99	89	130	111	104	171	218	237	159	96
8,0	249		97	90	125	113	102	170	226	238	159	87
9,0	250		97	90	124	114	101	170	229	242	160	86
10,0	251		97	91	125	113	100		230	255	161	83
11,0	249		98	90	129	113			235		163	81
12,0	245		98			114						

A variação espaço-temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) na estação 4 está apresentada na TABELA 32.

Também nessa estação, os valores mais altos ocorreram nos meses de ago/96 e mai/97 (244 e 211 mS.cm^{-1} em média para o perfil respectivamente). Os menores valores ocorreram em nov/96 e jul/97, com valores entre 81 e 89 mS.cm^{-1} . Não ocorreram diferenças evidentes nos perfis estudados.

TABELA 32 - Variação espaço-temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) na estação 4, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)

Prof.(m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	241	101	97	88	150	110	115	146	182	206	166	81
0,5	241	101	95	88	151	110	114	146	181	206	166	83
1,0	241	101	95	88	152	110	114	145	182	205	166	84
1,5	241	101	95	89	153	110	114	145	184	205	166	84
2,0	241	101	94	89	155	110	115	146	185	206	166	84
2,5	242	101	95	88	155	110	114	146	186	205	164	84
3,0	243	101	94	87	156	110	116	146	186	205	162	84
3,5	243	100	95	88	156	111	115	146	186	207	161	84
4,0	245	99	94	88	156	111	121	146	188	210	161	84
4,5	245	99	95	89	156	112	122	146	188	210	161	84
5,0	245	99	95	87	156	114	119	146	195	215	160	84
6,0	244	97	94	89	156	114	122	147	199	216	161	85
7,0	244	98	95	89	153	114	115	150	207	220	162	84
8,0	247	104	95	86	146	115		150	213	224	163	84
9,0	248		95			116				226	162	82
10,0	248											82
11,0	248											

A variação espaço-temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), na estação 5, está apresentada na TABELA 33.

Assim como nas demais estações, os valores mais altos ocorreram nos meses de ago/96 e mai/97 (230 e 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, em média, para o perfil, respectivamente). Os menores valores ocorreram em out/96, com valores próximos a 95 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Não ocorreram diferenças significativas nos perfis estudados.

TABELA 33 - Variação espaço-temporal dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) na estação 5, no período de coleta na Represa de Salto Grande Americana (SP)

Prof.(m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	232	114	96	154	159	111	113	141	182	201	166	163
0,5	232	115	95	153	158	111	113	141	181	202	166	164
1,0	231	115	95	152	159	111	113	141	182	203	166	164
1,5	231	114	95	152	158	111	113	141	183	204	166	164
2,0	232	114	95	152	159	111	114	140	183	204	167	166
2,5	231	115	95	152	159	112	114	141	183	204	168	166
3,0	232	115	95	152	158	112	114	141	183	204	169	167
3,5	231	115	95	152	158	112	115	141	183	204	168	167
4,0	231	114	95	151	158	112	115	141	183	203	168	166
4,5	231	115	95	151	158	112	115	142	183	204	168	165
5,0	232	114	95	152	158	112	115	142	182	205	169	165
6,0	235	114		153	160	112	116	143	181	203		164
7,0		113		152		113	117	144	184	203		164
8,0		112		154		114	118	145		204		163
9,0		111				114	119	145		204		
10,0						116		146				
11,0								146				
12,0								148				
13,0								149				
14,0								150				

A alcalinidade representa a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar (tamponar) ácidos a ele adicionados. A variação espaço-temporal dos valores de alcalinidade (mEq/l) na água está apresentada na TABELA 34.

Os valores, em geral, foram muito próximos e variaram de 0,54 a 1,00 mEq/l. Os meses de ago/96, mai/97 e jul/97 apresentaram valores médios

maiores em relação aos demais meses, próximos a 0,80 mEq/l. Estes resultados, da mesma forma que o ocorrido para condutividade, refletem maior concentração de ânions no período mais seco e de maior tempo de residência. Já os meses de jan/97, fev/97 e mar/97 apresentaram os valores médios relativos mais baixos, próximos de 0,59 mEq/l.

A alcalinidade em um sistema oligotrófico, como o reservatório do Broa – Itirapina SP, segundo CALIJURI (1988) e OLIVEIRA (1993) variou de 0,04 a 0,13mEq/l o que evidencia a superioridade dos valores encontrados no reservatório de Salto Grande.

TABELA 34 - Variação espaço temporal dos valores de Alcalinidade (mEq/l) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	0,78	0,62	0,72	0,60	0,56	0,60	0,61	0,65	0,58	0,94	0,70	0,90
2 sup.	0,85	0,70	0,76	0,64	0,61	0,65	0,41	0,67	0,79	0,99	0,60	1,00
3 sup.	0,86	0,62	0,68	0,69	0,62	0,58	0,56	0,65	0,71	0,74	0,59	0,82
4 sup.	0,85	0,69	0,64	0,67	0,67	0,57	0,54	0,55	0,64	0,71	0,61	0,69
5 sup.	0,76	0,75	0,62	0,66	0,69	0,56	0,71	0,54	0,64	0,71	0,60	0,63
6 sup.	0,77	0,78	0,58	0,69	0,73	0,60	0,69	0,45	0,64	0,73	0,71	0,64

A variação espaço-temporal das concentrações de silicato dissolvido (mg.l^{-1}) está apresentada na TABELA 35. A variação foi pequena, tanto na escala espacial, como temporal; os resultados estiveram entre um mínimo de $3,31 \text{ mg.l}^{-1}$ em jul/97 na estação 5, no fundo, a um máximo de $8,70 \text{ mg.l}^{-1}$, em mai/97, na superfície da estação 4. Entretanto, a maioria dos resultados variaram entre $5,00$ e $6,00 \text{ mg.l}^{-1}$.

Comparando com um sistema pouco impactado, como o reservatório do Broa Itirapina SP, os valores encontrados foram relativamente elevados. Segundo CALIJURI (1988) e OLIVEIRA (1993), os valores máximos de silicato para o Broa alcançaram concentrações de $2,5 \text{ mg/l}$.

TABELA 35 - Variação espaço-temporal das concentrações de silicato (mg.l^{-1}) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	6,17	4,30	6,12	5,83	5,76	5,63	3,54	8,18	5,47	8,59	5,90	6,17
2 sup.	6,14	4,69	6,18	5,68	5,79	5,13	4,36	7,48	5,75	7,88	5,22	5,49
3 sup.	6,24	6,04	5,95	5,24	5,83	5,25	3,24	7,49	5,88	8,16	5,13	4,44
3 fundo	6,44	4,11	5,02	5,37	5,88	5,37	3,95	7,45	5,82	8,34	5,61	4,26
4 sup.	6,43	5,70	4,62	4,80	5,96	5,76	6,00	7,30	5,62	8,70	4,75	4,97
4 fundo	5,37	4,86	4,78	4,82	*	5,21	3,67	6,89	5,49	6,59	4,75	4,01
5 sup.	5,70	3,88	4,14	4,57	5,32	5,82	5,40	7,21	5,07	7,02	4,93	3,31
5 fundo	4,22	4,39		4,63	5,52	5,97	3,17	6,97	*	*	5,20	4,01
6 sup.	5,43	4,81	4,06	4,86	5,58	5,41		7,09	5,15	7,23	6,08	4,04

5.8 Variável de qualidade de água indicadora do estado sanitário e toxicológico

Os poluentes, quando alcançam sistemas aquáticos, podem ser diluídos através do fluxo de água, vaporização e degradação lenta pela biota (HASKELL, 1985). Segundo o mesmo autor, a maioria dos poluentes, independente do modo pelo qual entram nos sistemas aquáticos, é dividida rapidamente entre a água, o material em suspensão e o sedimento.

O número de coliformes totais e principalmente coliformes fecais na água, é um forte indicativo das condições sanitárias do meio, e serve como indicador de contaminação por esgoto sanitário. As quantidades encontradas fornecem subsídios sobre a origem e a intensidade da contaminação.

A variação espaço-temporal dos valores de coliformes totais na água, nas estações estudadas, está representada na TABELA 36.

Na maioria dos meses estudados, os valores de coliformes Totais (NMP/100 ml) foram altos, sendo que a estação 1 apresentou valores extremos. As exceções foram os baixos valores que ocorreram nos meses de jul/97 nas estações 3, 4 e 6 (870, 420 e 1240 NMP/100 ml) e em ago/96 (750 NMP/100 ml), na estação 4. Apenas esses valores estão de acordo com o padrão de 5.000

NMP/100ml máximo, estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86; todos os demais estão acima do valor estabelecido, ou seja, mais de 90 % das amostras obtidas no período em questão.

Os altos valores estão associados à contaminação por esgoto doméstico e efluentes industriais; mais de 40 % do esgoto de Campinas –SP é lançado no ribeirão Anhumas e Atibaia, sem tratamento. As cargas orgânicas do Complexo Industrial de Paulínia também contribuem com esses resultados

TABELA 36 - Variação espaço-temporal dos valores de coliformes totais (NMP/100 ml) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	30600	45300	83100	200050	200050	109100	200500	118400	20700	200500	200500	200050
3 sup.	20050	10910	20050	20050	20050	20050	20050	5910	20050	9450	20050	870
4 sup.	750	20050	20050	20050	20050	20050	20050	20050	20050	20050	4780	420
6 sup.	4290	20050	20050	20050	20050	20050	20050	20050	20050	20050	12980	1240

A variação espaço-temporal dos valores de coliformes fecais na água, nas estações estudadas, está apresentada na TABELA 37.

TABELA 37 - Variação espaço-temporal dos valores de coliformes fecais (NMP/100 ml) na água, nas estações estudadas, no período de agosto de 1996 a julho de 1997 na Represa de Salto Grande (Americana SP)

Estação	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
1 sup.	4200	9900	20050	42900	16520	20050	20050	20050	8850	20050	50400	59100
3 sup.	1640	750	33	310	56	200	1100	420	144	70	10	100
4 sup.	100	56	10	10	8	11	33	12	11	12	1	6
6 sup.	130	200	15	18	200	200	200	310	28	41	40	10



Assim como os resultados de coliforme totais, os valores da estação 1 foram extremamente elevados, em todos os meses estudados. A estação 3 apresentou valores relativamente altos em ago/96, set/96 e fev/97 (1640, 750 e 1100 NMP/100 ml). Em todos os outros meses e estações os valores foram relativamente baixos, variando de 1 a 200 NMP/100 ml.

Em todas as amostras da estação 1 (rio Atibaia), os valores foram maiores que os valores legais estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 (máximo de 1000 NMP/100 ml para rios de classe 2).

Ficou evidente também o trabalho de autodepuração e do sistema de retenção do reservatório, principalmente ao se comparar as estações 1 e a estação 4. Os valores relativamente superiores da estação 6, comparados com a estação 4, evidenciam a entrada de esgoto sanitário logo após a saída da água do reservatório.

Os compostos tóxicos e seus produtos de degradação podem apresentar-se parcialmente dissolvidos na água e parcialmente adsorvidos nos sedimentos, nas plantas aquáticas, plancton, invertebrados aquáticos, detritos em suspensão e peixes (PERES, 1997).

Os resultados da concentração de metais no sedimento da Represa de Salto Grande, para os meses de abr/96, jul/96 e mar/97, coletados na estação 5 estão apresentados na TABELA 38.

TABELA 38 - Concentração de metais no sedimento de fundo para a Represa de Salto Grande (Americana-SP), para os meses de abr/96, jul/96 e mar/97, coletados na estação 5

Data/Elemento	Al (mg/g)	Fe (mg/g)	Mn (mg/g)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Hg ($\mu\text{g/g}$)
Abr/96	66,50	35,50	0,32	68,70	54,50	95,30	18,00	0,107
Jul/96	41,60	28,70	0,26	35,40	31,30	73,10	21,20	0,078
Mar/97	146,70	84,60	0,59	101,50	65,20	170,30	<	<0,032
Elemento/Al		Fe/Al	Mn/Al (10^2)	Cr/Al (10^3)	Cu/Al (10^3)	Zn/Al (10^3)	Pb/Al (10^3)	Hg/Al (10^5)
Abr/96		0,53	0,48	1,03	0,82	1,43	0,27	0,16
Jul/96		0,69	0,63	0,85	0,75	1,76	0,51	0,19
Mar/97		0,58	0,40	0,69	0,44	1,16		

Esta tabela apresenta os resultados das concentrações e a proporção de cada elemento em relação ao Alumínio, para efeito de comparação. Os valores mais altos ocorreram em mar/97, para todos os elementos, com exceção do Chumbo e do Mercúrio. O Alumínio e o Ferro são os elementos em maior concentração no sedimento. Em termos comparativos, a quantidade de alumínio presente no sedimento é o dobro da concentração de Ferro, cem vezes a concentração de manganês, mil vezes a concentração de Cromo, Cobre, Zinco e Chumbo e cem mil vezes a concentração de Mercúrio.

As concentrações de metais em suspensão na água, para a Represa de Salto Grande, nas estações 2 e 5, para os meses de nov/96 a jul/97, está apresentada na TABELA 39.

TABELA 39 - Concentração de metais em suspensão na água, para a Represa de Salto Grande (Americana-SP), nas estações 2 e 5, para os meses de nov/96 a jul/97

Elemento / Estação	Nov96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
Al (mg/g)									
Est. 2 sup.	1,4	1,2	0,3	8,3	2,8	1,1	0,6	1,1	0,8
Est. 5 sup.	0,5	0,5	14,6	2,9	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
Fe (mg/g)									
Est. 2 sup.	1,7	0,6	0,1	3,0	2,1	1,1	0,8	1,1	0,2
Est. 5 sup.	0,4	0,2	6,2	1,6	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1
Mn (µg/g)									
Est. 2 sup.	14,7	2,6		15,6	68,5	41,9	28,0	57,5	72,8
Est. 5 sup.	59,8	6,1	29,5	17,3		18,5	32,3	2,9	6,7
Cr (µg/g)									
Est. 2 sup.	<	<	0,0	3,5	1,7	0,9	0,9	0,0	0,9
Est. 5 sup.	<	<	10,4	0,9	<	<	<	<	<
Cu (µg/g)									
Est. 2 sup.	8,3	<	<	2,6	<	<	4,3	2,6	3,5
Est. 5 sup.	9,1	<	2,6	<	<	<	<	1,7	<
Zn (µg/g)									
Est. 2 sup.	3,1	<	23,4	4,3	33,8	3,5	<	<	6,9
Est. 5 sup.	57,2	<	6,9	65,9	<	<	<	<	<
Pb (µg/g)									
Est. 2 sup.	4,0	2,0	1,6	2,4	2,4	0,3	0,4	0,3	0,2
Est. 5 sup.	4,1	1,4	4,4	1,6	<	<	<	<	0,3

Legenda: < valor abaixo do limite de detecção do método

As concentrações dos metais em suspensão na coluna d' água variou muito entre as estações, sem um padrão estabelecido. O Alumínio e o Ferro apresentaram-se em maiores concentrações, em todos os meses estudados, para as duas estações. A maior concentração relativa ocorreu em jan/97 (14,6 mg/l) de Alumínio na estação 5. O Cromo, Cobre, Zinco e Chumbo, apresentaram baixas concentrações, e em muitos meses, não foram detectados.

As concentrações de metais dissolvidos na água, para o represa de Salto Grande, na estação 2, para os meses de nov/96 a jul/97, está apresentada na TABELA 40.

A exemplo do verificado para as concentrações dos metais em suspensão os valores, de forma geral, não apresentaram um padrão de variação definido. Os valores mais altos foram de manganês e ocorreram em nov/96, dez/96 e jan/97, entretanto, o mesmo elemento não foi detectado nos demais meses. O Mercúrio por sua vez, só foi analisado em jun/97 e jul/97, com concentrações de 6,6 e 9,9 µg/l, respectivamente.

TABELA 40 - Concentração de metais dissolvidos na água, para o Represa de Salto Grande (Americana-SP), na estação 2 , para os meses de nov/96 a jul/97

Estação 2	Al (µg/l)	Mn (mg/l)	Cr (µg/l)	Zn (µg/l)	Cu (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)	Hg (µg/l)
Nov/96	<4,0	59,3	<3,5	<7,0	<2	<1,0	<1,0	NA
Dez/96	2963,0	97,1	<7,0	11,2	4,2	<1,0	1,7	NA
Jan/97	21,0	19,5	<7,0	<17,0	2,0	<1,0	<1,0	NA
Fev/97	NA							
Mar/97	<6,5	NE	35,3	<3,9	<0,9	<0,8	<0,9	NA
Abr/97	35,3	NE	<29	<9,1	<1,3	0,9	<0,8	NA
Mai/97	21,0	NE	19,1	<4,2	3,2	<4,4	<1,0	NA
Jun/97	9,4	NE	69,6	<3,1	1,0	<0,9	<0,6	9,9
Jul/97	3,5	6,9	26,0	4,0	1,1	<0,6	<0,6	6,6

Legenda:

NA = Não analisado

NE = Não encontrado

< = valor abaixo do limite de detecção do método

Os valores de Alumínio para a estação 2 em dez/96 esteve acima do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86 para Classe 2, assim como o Mercúrio, nos meses de jun/97 e jul/97.

A concentração de metais dissolvidos, para a represa de Salto Grande, na estação 5, para os meses de nov/96 a jul/97, está apresentada na TABELA 41.

Os resultados da estação 5 foram similares aos da estação 2. Os valores, de forma geral, não apresentaram um padrão de variação definido.

O valor mais alto foi de Manganês, em jan/97. Entretanto o mesmo elemento não foi detectado entre mar/97 e jun/97. O Mercúrio apresentou valores próximos a 8 µg/l nos meses de trabalho. Assim como na estação 2, a maior variação foi a do Alumínio (>4,0 µg/l em nov/96, e dez/96 a 403,0 µg/l em jan/97).

TABELA 41 - Concentração de metais dissolvidos na água, para o Represa de Salto Grande (Americana-SP), na estação 5, para os meses de nov/96 a jul/97

Estação 5	Al (µg/l)	Mn (mg/l)	Cr (µg/l)	Zn (µg/l)	Cu (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)	Hg (µg/l)
Nov/96	<4,0	<3	<3,5	<7,0	<2,0	<1,0	<1,0	NA
Dez/96	<4,0	4,7	<7,0	<7,0	1,0	<1,0	<1,0	NA
Jan/97	403,0	25,4	<7,0	<17,0	2,2	<1,0	<1,0	NA
Fev/97	<3,4	<3,0	<1,4	<7,0	<1,5	<1,0	<1,0	NA
Mar/97	<6,5	NE	<3,9	9,2	<0,9	<0,8	<0,9	NA
Abr/97	NA	NE	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Mai/97	31,5	NE	49,0	<4,2	<0,9	<4,4	<1,0	NA
Jun/97	8,0	NE	20,3	<3,1	<0,7	<0,9	<0,6	8,3
Jul/97	25,6	1,2	56,4	<1,4	<1,0	<0,6	<0,6	8,6

Legenda: NA = Não analisado
NE = Não encontrado

Da mesma forma que encontrado para a estação 2, o Alumínio (dez/96) e o Mercúrio (jun e jul/97), estiveram acima dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86.

Os valores da estação 2, para alumínio e manganês, foram maiores que os encontrados na estação 5. Os demais metais não demonstraram grandes mudanças entre as estações.

Em ambientes eutróficos, há a possibilidade de aumento da solubilidade dos compostos tóxicos organoclorados (PO's) devido à grande quantidade de substâncias orgânicas dissolvidas na água e de materiais em suspensão, que por sua vez, promovem processos de adsorção, favorecendo sua presença no compartimento água. Dessa forma, os resultados obtidos sobre PO's também devem ser correlacionados com os mecanismos intrínsecos de funcionamento do ecossistema, como a estratificação térmica da coluna d'água, a distribuição vertical do oxigênio dissolvido, a concentração de material em suspensão, a biomassa de fitoplâncton, as variações climatológicas (ventos e precipitação), variações no regime hidráulico da represa, determinantes da dinâmica de disponibilidade desses compostos num ambiente aquático (CALHEIROS, 1993).

Os resultados da concentração de organoclorados ($\text{ng}/\mu\text{l}$) na subsuperfície na Represa de Salto Grande, nas estações 1, 3, 4 e 6, estão apresentadas na TABELA 42.

Os resultados de transclordano, para a estação 3, em dez/96, foram os mais altos encontrados e está acima do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86.

Ocorreu uma maior diversidade de organoclorados no período chuvoso dez/96 a mar/97, provavelmente relacionado com o carreamento dessa substância pelas enxurradas.

TABELA 42 - Concentração de organoclorados (ng/μl) na subsuperfície, na Represa de Salto Grande, no período de ago/96 a dez/96, nas estações 1, 3, 4 e 6.

Organoclorados ng/μl	Ago/96				Set/96				Out/96		Nov/96			
	Est.1	Est.3	Est.4	Est.6	Est.1	Est.3	Est.4	Est.6	Est.1	Est.6	Est.1	Est.3	Est.4	Est.6
Hexaclorobenzeno	0,0012	0,0063	0,0034		0,0020	0,0054	0,0015		0,0215		0,0064	0,0057	0,0018	0,0019
Lindano		0,0039	0,0077	0,0066	0,0042				0,0087	0,0028	0,0036	0,0037	0,0021	0,0022
Heptachloro					0,0460	0,0231	0,0112							0,0039
Aldrin														
Heptachloro epoxido			0,0088		0,0215	0,0540	0,0061	0,0023	0,0170		0,0089	0,0041	0,0040	0,0056
Cis clordano			0,0083			0,0145			0,0063			0,0099	0,0100	
o,p-dde					0,0163	0,0217								
Trans clordano		0,0094	0,0059						0,0364			0,0068		0,0069
p,p-dde			0,0145		0,0089	0,0113					0,0110			
Dieldrin														
Endrin														
o,p-ddt														
p,p-ddt						0,0113								
Metoxicloro														
Total	0,0012	0,0197	0,0486	0,0066	0,0990	0,1412	0,0188	0,0023	0,0898	0,0028	0,0299	0,0302	0,0179	0,0206

OBS.: Algumas estações estão ausentes devido a perda da amostra.

TABELA 42 - Continuação

Organoclorados ng/μl	Dez/96			Jan/97				Fev/97			Mar/97		Abr/97		Mai/97
	Est. 1	Est. 3	Est. 6	Est. 1	Est. 3	Est. 4	Est. 6	Est. 1	Est. 3	Est. 4	Est. 6	Est. 3	Est. 4	Est. 4	
Hexaclorobenzeno		0,0023	0,0029	0,0031	0,0093	0,0031	0,0054	0,0051	0,0079	0,0045	0,0059	0,0020	0,0042	0,0025	
Lindano	0,0054	0,0062	0,0050	0,0126	0,0075	0,0045	0,0059	0,0026	0,0025	0,0027	0,0029	0,0049	0,0032	0,0018	
Heptachloro			0,0054			0,0019	0,0029	0,0028	0,0041		0,0042				
Aldrin					0,0028			0,0035			0,0027				
Heptachloro epoxido		0,0019	0,0065	0,0023	0,0036		0,0047	0,0035			0,0028				
Cis clordano			0,0148		0,0086	0,0107	0,0091	0,0170			0,0105				
o,p-dde												0,0585			
Trans clordano	0,0338	0,4200	0,0057	0,0111		0,0086	0,0097		0,0098	0,0084		0,0161	0,0063	0,0093	
p,p-dde			0,0103			0,0061		0,0043			0,0106				
Dieldrin				0,0059											
Endrin															
o,p-ddt															
p,p-ddt					0,0077						0,0107				
Metoxicloro															
Total	0,0392	0,4304	0,0506	0,0351	0,0395	0,0349	0,0377	0,0388	0,0244	0,0157	0,0502	0,0815	0,0138	0,0136	

OBS.: Algumas estações estão ausentes devido a perda da amostra.

5.9 Coeficiente de autodepuração para os trechos lótico e lântico

Os coeficientes de autodepuração foram calculados, para os trechos entre a estação 1 e 2 (Sistema Lótico) e entre as estações 2 e 6 (Sistema Lântico). Esse coeficiente evidencia a capacidade do trecho, por meio da assimilação, oxidação, diluição e sedimentação, de metabolizar e transferir matéria e energia presentes no sistema estudado.

O trecho lótico é um sistema aberto, com fluxo rápido e contínuo, sendo que o vetor horizontal interfere fortemente no metabolismo do sistema. O trecho lântico é mais estático, mais profundo, e possui um vetor vertical muito importante. Segundo SCHAFFER (1985), mesmo que os processos físicos e químicos sejam idênticos, a dinâmica da correnteza provoca, nos rios, um zoneamento horizontal, enquanto que, em reservatórios existe, predominantemente, estratificação vertical.

Por meio dos coeficientes descritos, a seguir, e tendo em mãos a concentração inicial e o tempo de residência médio entre os locais desejados, pode-se estimar a concentração final das principais variáveis indicadoras de qualidade de água para o reservatório de Salto Grande.

A seguinte fórmula (THOMANN & MÜLLER, 1987), foi utilizada:

$$y = y_0 \cdot e^{-kx}$$

Onde:

- y : Concentração final (mg/l).
- y₀: Concentração inicial (mg/l)
- e: Logaritmo Neperiano (ln)
- k: Coeficiente de autodepuração (dia⁻¹)
- x: tempo de residência (dia)

Essa ferramenta pode ser utilizada no monitoramento do reservatório, sendo de fácil utilização e interpretação.

Os valores mensais dos coeficientes de autodepuração para fósforo total nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico), estão apresentados na TABELA 43.

O trecho lótico apresentou em média valores 49 vezes maiores que o trecho lêntico. O maior valor para o trecho lótico ocorreu em nov/96. A variação anual foi maior para o trecho lótico o que deve estar relacionado com a maior dinâmica do sistema.

TABELA 43 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para fósforo total para os trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹

Trecho	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97	Média
Lótico	0,720	1,367	0,748	3,270	0,379	1,144	1,589	2,393	1,690	0,976	2,815	0,753	1,487
Lêntico	0,047	0,027	0,032	0,022	0,024	0,009	0,029	0,017	0,027	0,050	0,034	0,045	0,030

Os valores mensais dos coeficientes de autodepuração para nitrogênio total nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico), estão apresentados na TABELA 44.

Os valores de autodepuração foram 9 vezes maiores para o trecho lótico relacionado com a dinâmica da correnteza.

TABELA 44 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para nitrogênio total nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lêntico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹

Trecho	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97	Média
Lótico	-3,124	1,614	-2,193	-6,752	-1,308	-0,061	2,817	-0,909	-0,945	11,331	2,230	0,399	0,258
Lêntico	0,050	0,004	0,037	-0,001	0,009	0,007	nd	0,021	0,030	0,025	0,058	0,068	0,028

nd: Amostra não determinada.

Comparativamente, no trecho lótico, os valores em média de autodepuração foram 9 vezes maiores para o fósforo em relação ao nitrogênio,

já para o trecho lântico os valores em média estiveram muito próximos. Provavelmente, a dinâmica do sistema lótico favoreça os processo de assimilação, oxidação, diluição e sedimentação do fósforo.

Os valores negativos encontrados em alguns meses demonstram o aporte deste nutriente no trecho analisado.

Na TABELA 45, pode-se observar os valores mensais dos coeficientes de autodepuração para amônio, nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lântico).

TABELA 45 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para amônio nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lântico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹

Trecho	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97	Média
Lótico	0,103	0,429	-0,578	-0,115	-2,059	0,190	1,283	0,259	0,673	0,523	-0,840	0,088	-0,004
Lântico	0,032	0,006	0,028	0,020	0,004	0,006	nd	0,035	0,071	0,066	0,046	0,055	0,034

nd: Amostra não determinada.

Os valores negativos nos meses de out/96; nov/96; dez/96 e jun/96 para o trecho lótico, assim como encontrado para o nitrogênio, podem estar associadas a entrada de material, tanto autóctone como alóctone.

O processo de decomposição de matéria orgânica dissolvida e particulada na estação 2 deve ser uma importante fonte de amônio.

Os resultados de autodepuração para o trecho lântico estiveram muito próximo dos resultados encontrados para o fósforo e nitrogênio. Provavelmente relacionados com a maior estabilidade do meio e a influência das estratificações da coluna d'água.

Na TABELA 46 estão apresentados os resultados dos valores mensais dos coeficientes de autodepuração para a fração total de material em suspensão, nos trechos estudados.

Os valores para o trecho lótico foram em média 29 vezes maiores. Pode-se notar alguns valores negativos relacionados com a entrada de material alóctone.

Os resultados para o trecho lântico, assim como, para os demais apresentaram valores em média próximos a 0,036 dia⁻¹.

TABELA 46 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para fração total de material em suspensão nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lântico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹

Trecho	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97	Média
Lótico	1,763	1,081	0,235	6,562	7,825	-11,17	2,710	-3,199	0,260	-0,520	3,986	3,185	1,060
Lântico	0,031	0,032	0,042	0,007	0,040	0,072	0,053	0,021	0,025	0,031	nd	0,040	0,036

nd: Amostra não determinada.

Os resultados dos valores mensais dos coeficientes de autodepuração para DBO, nos trechos estudados estão apresentados na TABELA 47.

Os valores para o trecho lótico são extremamente maiores que os valores do trecho lântico.

TABELA 47 - Valores mensais dos coeficientes de autodepuração para DBO nos trechos entre as estações 1 e 2 (sistema lótico) e entre as estações 2 e 6 (sistema lântico), para o período de ago/96 a jul/97. A unidade dos valores é dia⁻¹

Trecho	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97	Média
Lótico	6,221	nd	5,042	5,234	5,371	nd	4,008	3,197	6,694	11,052	3,545	12,294	6,266
Lântico	-0,011	nd	-0,010	-0,005	0,001	nd	-0,002	0,009	0,006	-0,008	0,021	-0,011	-0,001

nd: Amostra não determinada.

Os valores negativos encontrados para o trecho lântico provavelmente estão relacionados com a contribuição de material autóctone e alóctone no sistema.

Os resultados dos coeficientes de autodepuração, como era de se esperar, demonstraram a eficiência do trecho lótico no processo de depuração,

relacionado com a dinâmica da correnteza. Este trecho também apresentou uma maior variação entre os diferentes variáveis estudadas. Já o trecho lântico apresentou valores mais próximos de autodepuração, provavelmente devido a maior estabilidade do sistema, maior tempo de residência. Esta estabilidade também sugere, que o aporte de material autóctone, seja maior neste trecho, relacionado a ausência de oxigênio próximo ao sedimento e a grande quantidade de macrófitas e fitoplâncton no sistema.

A aplicação da fórmula de autodepuração fica complexa quando se tem várias cargas poluidoras, pontuais ou distribuídas. Estes problemas são resolvidos por meio dos chamados modelos matemáticos de simulação de qualidade de água, os quais constituem importante instrumento a ser utilizado na análise das condições atuais e futuras de um corpo d'água (MOTA, 1995).

Existem vários modelos que descrevem o decaimento de elementos em sistema aquáticos. E segundo STRASKRABA (1995), existem mais de 100 diferentes modelos para uma série de aplicações, variando em complexidade, objetivo e região, a qual se aplica.

O modelo global apresentado, tem o objetivo de servir como uma ferramenta simples de monitoramento do corpo d'água. Por meio desta equação, pode-se estimar as concentrações finais de diferentes elementos, servindo para uma análise rápida das condições ambientais do sistema, diminuindo o custo das coletas de campo para o monitoramento.

5.10 Taxas de retenção para as principais variáveis

Outra forma, também generalizada de se visualizar o processo de depuração do sistema como um todo é o cálculo das taxas de retenção.

Por meio da diferença entre as concentrações das estações 1 e 6, estabeleceu-se a taxa de retenção para as principais variáveis indicadoras de qualidade da água, para o sistema estudado.

Com esses resultados, construiu-se uma tabela com diferentes classes de retenção e suas respectivas variáveis. Ficaram estabelecidas seis classes decrescentes em relação a taxa de retenção do sistema.

Na TABELA 48 estão apresentadas as diferentes classes de percentual de retenção média, para o reservatório de Salto Grande, no período de ago/96 a jul/97, classificando, dessa forma, as variáveis de qualidade da água em função do percentual de retenção do reservatório, entre as estações 1 e 6.

TABELA 48 - Diferentes classes de percentual de retenção média, para o reservatório de Salto Grande para o período de ago/96 a jul/97

Classes	Variáveis
80 a 90 %	Fosfato inorgânico dissolvido*. Fosfato total dissolvido*. Fração total de material em suspensão. Fração inorgânica. de material em suspensão. Coliforme total. Coliforme fecal.
70 a 79 %	Ferro total*. Fósforo total*. Nitrogênio total*. Nitrito. Amônio*.
60 a 69 %	Demanda bioquímica do oxigênio (DBO) Fração orgânica. de material em suspensão*.
40 a 59 %	Demanda química de oxigênio (DQO).
20 a 39 %	Nitrato.
< 20 %	Pigmentos totais. Silicato. Condutividade. Alcalinidade.

OBS.: * Variáveis que apresentaram diminuição na taxa de retenção no reservatório, com o aumento da pluviosidade e diminuição do tempo de residência.

Na Classe 1 (80 a 90 % de retenção), registraram-se as seguintes variáveis: fosfato inorgânico dissolvido, fosfato total dissolvido, fração total de material em suspensão, fração inorgânica de material em suspensão, coliforme total e coliforme fecal.

Pertencem à classe 2 (70 a 79 %), as seguintes variáveis: ferro total, fósforo total, nitrogênio total, nitrito e amônio.

As variáveis contidas na classe 3 (60 a 69 %) foram: demanda bioquímica do oxigênio (DBO) e fração orgânica de material em suspensão

A demanda química de oxigênio (DQO) foi pertencente à classe 4 (40 a 59 % de retenção). Já o nitrato pertence da classe 5 (20 a 39 % de retenção).

Na Classe 6 (< 20% de retenção), encontraram-se as seguintes variáveis: pigmentos totais, silicato, condutividade e alcalinidade.

Os resultados encontrados, assim como, os resultados do coeficiente de autodepuração, constituem-se em ferramentas para auxiliar o monitoramento da represa. Os valores percentuais servem como um indicador rápido do decaimento das variáveis analisadas no monitoramento, ou de mudanças nas concentrações de entrada no sistema.

5.11 Variação temporal da qualidade de água do rio Atibaia

Os resultados da datação e taxa de sedimentação, do perfil das estações 4 e 5 para o reservatório de Salto Grande, estão representados nas TABELAS 49 e 50.

Os dois perfis estudados apresentaram uma grande similaridade na taxa de sedimentação, inclusive, percebe-se em 1981 (estação 4) e 1982 (estação 5), rupturas na taxa de sedimentação que estão relacionadas ao processo de operação de manutenção do reservatório. Nota-se também um forte aumento da taxa de sedimentação a partir da década de setenta, quando teve início a formação do Complexo Industrial de Paulínia. Este processo desencadeou o

aumento da população na região, e conseqüente degradação da qualidade da água. Outro ponto, é que as taxas de sedimentação continuam aumentando e praticamente dobraram dos anos 70, até os dias de hoje, evidenciando o aumento do lançamento de efluentes industriais e esgoto sanitário, sem os devidos cuidados.

TABELA 49 - Datação e taxa de sedimentação do perfil da estação 4 da Represa de Salto Grande (Americana-SP)

Estação 4		
Prof (cm)	Data	Taxa de sedimentação (g.cm ⁻² .ano)
1	1997,5	0,281
3	1996,0	0,245
5	1994,1	0,246
7	1991,9	0,230
9	1988,7	0,224
11	1985,5	0,225
13	1981,9	0,163
15	1977,7	0,214
17	1972,1	0,205
19	1967,5	0,143
21	1963,8	0,149
23	1957,8	0,136
25	1951,3	0,128

Legenda: prof = profundidade

O sedimento é um indicador muito expressivo da qualidade ambiental. Por ser um indicador cumulativo, ao contrário das variáveis estudadas na coluna d'água o sedimento conserva as informações, em uma escala temporal muito maior. Inclusive pode-se perceber o gradiente crescente, bem determinado, apresentado nos resultados já descritos.

Os resultados para avaliação temporal da mudança da qualidade da água do rio Atibaia estão apresentados nas TABELAS 51, 52, 53, 54, 55 e 56.

Essa avaliação conta com dados médios, valores mínimos e máximos para os anos de 1969, 1980, 1985, 1990, 1995 e 1996.

TABELA 50 - Datação e taxa de sedimentação do perfil da estação 5 da Represa de Salto Grande (Americana-SP)

Estação 5		
Prof (cm)	Data	Taxa de sedimentação (g.cm ⁻² .ano)
1	1997,4	0,334
3	1996,4	0,269
5	1995,1	0,309
7	1994,0	0,304
9	1992,8	0,337
11	1991,1	0,309
13	1988,9	0,356
15	1987,4	0,262
17	1983,2	0,252
19	1982,1	0,193
21	1980,3	0,239
23	1978,2	0,290
25	1975,9	0,284
27	1973,8	0,222
29	1970,1	0,181
31	1965,0	0,190
33	1960,1	0,146
35	1953,6	0,145

Legenda: prof = profundidade

Essas e outras informações de diferentes fontes contribuirão para o trabalho de avaliação da variação da qualidade da água do rio Atibaia e, conseqüentemente, para o reservatório de Salto Grande, nos últimos 30 anos.

Na TABELA 51 estão apresentados os resultados de variáveis indicadoras da qualidade da água, para o ano de 1969, no rio Atibaia.

Na TABELA 52 estão apresentados os resultados de variáveis indicadoras da qualidade da água, para o ano de 1980, segundo relatórios da CETESB, para o rio Atibaia.

TABELA 51 - Variáveis indicadoras da qualidade da água do rio Atibaia antes do reservatório de Salto Grande, para o mês de junho de 1969 segundo relatório: Controle de Poluição das Bacias Piracicaba e Jundiaí (1969)

Data de coleta 25 de junho de 1969.

Variáveis	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura água (°C)	20,05	20,0	20,1
O.D. (mg/l)	3,45	3,3	3,6
DBO ₅ (mg/l)	3,25	2,3	4,2
Nitrito (µg/l)	5,00	0,00	10,00
Nitrato (µg/l)	950,00	400,00	1500,00
Amônia (µg/l)	331,00	27,00	635,00
Fósforo Total (µg/l)	125,00	100,00	150,00

Fonte: Secretaria dos Serviços e Obras Públicas. FESB Fundo Estadual de Saneamento Básico.

TABELA 52 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1980 segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponte Estrada Nova que liga Campinas-Cosmópolis). (Ponto: 00SP14AT2605)

Variáveis	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura água (°C)	20,8	17,0	24,0
pH	6,8	6,5	7,2
O.D. (mg/l)	3,80	2,10	5,50
DBO ₅ (mg/l)	5,17	1,00	10,00
DQO (mg/l)	25,67	16,00	34,00
Nitrogênio Total (mg/l)	3,41	2,57	4,73
Nitrato (µg/l)	183,30	20,00	510,00
Nitrito (µg/l)	155,00	10,00	220,00
Amônia (µg/l)	1488,33	220,00	2660,00
Fósforo Total (µg/l)	411,70	180,00	1330,00

Fonte: CETESB (Relatório de Qualidade de água 1980)

Na TABELA 53 estão representados os resultado de variáveis indicadoras da qualidade da água, para o ano de 1985, segundo relatórios da CETESB, para o rio Atibaia.

TABELA 53 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1985 segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponte Estrada Nova que liga Campinas-Cosmópolis). (Ponto: 00SP14AT2605)

Variáveis/Mês	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura água (°C)	22,0	19,0	26,0
pH	6,8	6,5	7,1
O ₂ (mg/l)	6,80	6,20	8,20
DBO ₅ (mg/l)	4,17	2,00	7,00
DQO (mg/l)	22,50	14,00	33,00
Nitrogênio Total (mg/l)	2,33	1,40	2,90
Nitrato (μg/l)	481,70	150,00	780,00
Nitrito (μg/l)	63,30	20,00	160,00
Amônia (μg/l)	136,50	150,00	123,00
Fósforo Total (μg/l)	181,70	90,00	250,00

Fonte: CETESB (Relatório de Qualidade de água 1985)

Na TABELA 54, estão apresentados os resultados de variáveis indicadoras da qualidade da água, para o ano de 1990, segundo relatórios da CETESB, para o rio Atibaia.

TABELA 54 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1990 segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponte Estrada Nova que liga Campinas-Cosmópolis). (Ponto: 00SP14AT2605)

Variáveis/Mês	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura água (°C)	21,0	18,0	23,0
pH	6,9	6,7	7,0
O ₂ (mg/l)	4,92	3,00	7,00
DBO ₅ (mg/l)	6,00	1,00	12,00
DQO (mg/l)	19,50	14,00	38,00
Nitrogênio Total (mg/l)	5,21	1,97	18,20
Nitrato (μg/l)	650,00	180,00	1850,00
Nitrito (μg/l)	138,30	40,00	330,00
Amônia (μg/l)	788,30	190,00	1460,00
Fósforo Total (μg/l)	321,20	198,00	613,00

Fonte: CETESB (Relatório de Qualidade de água 1990)

Na TABELA 55, estão apresentados os resultados de variáveis indicadoras da qualidade da água, para o ano de 1995, segundo relatórios da CETESB, para o rio Atibaia.

TABELA 55 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1995 segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponte Estrada Nova que liga Campinas-Cosmópolis). (Ponto: 00SP14AT2605)

Variáveis/Mês	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura água (°C)	20,8	17,0	24,0
pH	6,9	6,6	7,3
O.D. (mg/l)	6,62	5,00	7,90
DBO ₅ (mg/l)	6,33	2,00	11,00
DQO (mg/l)	34,50	21,00	57,00
Nitrogênio Total (mg/l)	2,24	1,78	2,69
Nitrato (µg/l)	456,70	190,00	920,00
Nitrito (µg/l)	143,00	24,00	225,00
Amônia (µg/l)	703,30	330,00	1240,00
Fósforo Total (µg/l)	217,50	154,00	298,00

Fonte: CETESB (Relatório de Qualidade de água 1995)

Na TABELA 56, estão apresentados os resultados de variáveis indicadoras da qualidade da água, para o ano de 1996, segundo relatórios da CETESB, para o rio Atibaia.

TABELA 56 - Variáveis indicadoras da qualidade da água para o ano de 1996, na estação 1 no rio Atibaia segundo relatórios da CETESB. Local: Rio Atibaia (Ponte Estrada Nova que liga Campinas-Cosmópolis). (Ponto: 00SP14AT2605)

Variáveis/Mês	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura água (°C)	23,2	19,3	25,8
pH	6,9	6,4	7,2
O.D. (mg/l)	6,36	5,11	7,44
DBO ₅ (mg/l)	5,22	3,01	7,46
DQO (mg/l)	30,17	6,39	64,65
Nitrogênio Total (mg/l)	7,33	0,77	16,34
Nitrato (µg/l)	1280,74	581,74	2123,30
Nitrito (µg/l)	229,37	65,15	366,36
Amônia (µg/l)	1293,25	581,74	2123,30
Fósforo Total (µg/l)	252,11	107,32	450,13

Os valores médios de temperatura variaram entre 20 e 23 °C, durante as diferentes décadas. Esses valores não representam alterações significativas para a temperatura da água. A temperatura mínima foi de 17 °C em 1980 e 1995

e máxima em 1996 (25,8 °C). Portanto, não ocorreram variações significativas nos últimos 30 anos, em relação às oscilações de temperatura.

Os valores de pH também não demonstraram variações significativas ao longo do tempo, os valores médios estiveram em torno de 6,8 e 6,9. O valor máximo de 7,3 ocorreu em 1995 e mínimo de 6,4 em 1996. A mesma amplitude de variação encontrada de 1980 a 1996 ocorreu dentro de cada ano.

Em relação ao oxigênio dissolvido, os valores médios mais baixos ocorreram em 1969, 1980 e 1990 (3,45; 3,80 e 4,92 mg/l respectivamente), assim como os valores mínimos relativos. Esses valores estiveram abaixo do limite permitido pela Resolução CONAMA 20/86, para o rio Atibaia em função da sua classe. Para os outros anos, os valores médios estiveram próximos a 6 mg/l. Entretanto, os valores mínimos para os diferentes anos avaliados estiveram abaixo, ou bem próximos, do limite legal estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86. Isto indica que, em pelo menos 1 mês em todos os anos avaliados, o rio esteve fora dos padrões da Classe 2.

Os resultados de DBO evidenciam o consumo de oxigênio pela comunidade biológica nos processos oxidativos da matéria orgânica, principalmente pela respiração. Os valores médios mais baixos ocorreram em 1969 (3,45 mg/l), a partir desse ano houve um aumento crescente dos valores, sendo que, com exceção de 1985, os demais anos estudados apresentaram resultados superiores a 5 mg/l, valor limite para o rio Atibaia (Classe 2), segundo resolução do CONAMA 20/86. O valor máximo relativo ocorreu em 1990 (12 mg/l), assim como o valor mínimo relativo 1,00 mg/l em 1990 e 1980. Esses resultados ao contrário do encontrado para temperatura e pH, são fortes indicativos do processo de degradação do sistema ao longo do tempo.

A variação média temporal de DQO ficou entre 20 e 35 mg/l. Os anos de 1995 e 1996 apresentaram os valores mais altos, demonstrando uma tendência crescente de 1980 a 1996. O menor valor médio ocorreu em 1990 (19,5 mg/l). Os valores máximos relativos, em todo o período, também ocorreram nos anos

de 1995 e 1996 (57,00 e 64,65 mg/l, respectivamente), o valor mínimo foi de 6,39 mg/l, em 1996.

Os resultados médios de nitrogênio total variaram de 2,24 mg/l em 1995 a 7,33 mg/l em 1996. Os valores máximos relativos ocorreram em 1990 e 1996 (18,29 e 16,34 mg/l, respectivamente). Ocorreu uma grande variação entre valores mínimos e máximos nos anos de 1990 e 1996.

Os valores médios de nitrato foram altos em 1969 (950,0 µg/l), decresceram em 1980 e passaram a aumentar, até um valor máximo médio de 1280 µg/l, em 1996. O valor máximo relativo foi de 2123,0 µg/l, em 1996 e o valor mínimo, 20 µg/l em 1980.

Os valores de nitrito tiveram um aumento acentuado entre os anos de 1969 e 1996. O valor médio de 1969 foi de 5,00 µg/l, passando a aumentar gradativamente, até o valor médio máximo para o período analisado, de 229,37 µg/l em 1996.

→ Tanto os valores de nitrato, como de nitrito, apesar de altos e indicarem processos de deterioração do sistema, não ultrapassaram os limites impostos pela Resolução CONAMA 20/86. Entretanto, os limites de nitrato e nitrito do CONAMA são extremamente altos, mesmo para sistemas impactados.

→ O ano de 1980 apresentou o valor médio mais alto de amônio para o período estudado (1488,33 µg/l). O valor máximo relativo também ocorreu nesse ano (2660,00 µg/l). Os menores valores ocorreram em 1969, com valor médio de 331,00 µg/l e valor mínimo relativo de 27 µg/l. Em todos os anos, com exceção de 1969, os valores médios encontrados estiveram acima de 500 µg/l, indicando a degradação do sistema.

Os valores de fósforo total seguiram o mesmo padrão do amônio: os valores médio mais alto (411,70 µg/l) e o máximo relativo (1330,00 µg/l) ocorreram em 1980. Os menores valores ocorreram em 1969, com valor médio de 125 µg/l e mínimo de 100 µg/l.

De forma geral, ficou evidente que o rio Atibaia vem sendo degradado desde os anos 70, corroborando as taxas de sedimentação, com significativo processo de entrada de nutrientes nos anos 80. Algumas variáveis sugeriram gradientes crescentes de valores de 1969 até 1996, entretanto, a variação temporal demonstra pulsos de matéria e energia, desde os anos 70, com quantidades suficientes para desestabilizar o sistema e provocarem o processo de degradação da qualidade da água e suas conseqüências especialmente na represa de Salto Grande. Este reservatório vem, durante todo este tempo, recebendo esses esgoto sanitário e efluentes industriais, provocando o processo de eutrofização acelerado, como discutido anteriormente.

5.12 Análise exploratória dos dados

A análise numérica de dados ecológicos é uma importante ferramenta, empregada para determinar e interpretar a multidimensionalidade e/ou a estrutura dos processos ecológicos (LEGENDRE & LEGENDRE, 1983).

Para os ecologistas a utilização de matrizes tem se tornado a mais refinada e natural linguagem matemática, por meio de várias análises, dentre elas a de agrupamento, baseada na associação dessas.

O dendograma de similaridade temporal entre os diferentes anos, em relação às variáveis indicadoras de qualidade de água, está representado na FIGURA 12.

Pela análise do gráfico, é possível notar a formação de quatro grupos distintos, entre os anos analisados. O ano de 1980 forma o primeiro grupo, corroborando os resultados discutidos anteriormente: os anos 80 caracterizaram o final do "Milagre Econômico Brasileiro"; no período de 70 a 80, o Brasil apresentou crescimentos da ordem de 25 % ao ano. O grande pulso de material e energia, nos anos 80, caracterizou o apogeu desse período.

Os anos de 1990 e 1995 formam, juntos, o segundo grupo e os de 1985 e 1996, o terceiro e quarto grupos respectivamente. Esses resultados demonstram as mudanças significativas ocorridas entre os diferentes anos analisados, mesmo sem um gradiente crescente estabelecido para algumas variáveis, como discutido caso a caso, anteriormente.

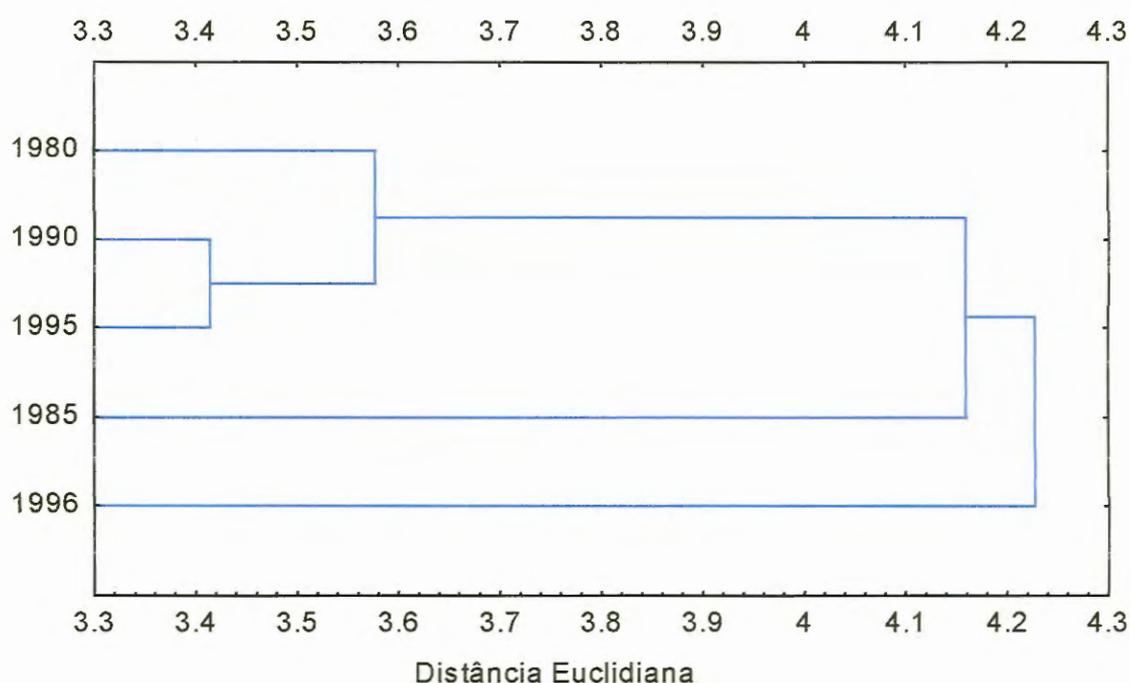


FIGURA 12 - Dendrograma de Similaridade Temporal entre os diferentes anos em relação às variáveis indicadoras de qualidade de água

O Dendrograma de Similaridade Temporal entre as estações de coleta, em função da variação espacial dos valores médios das diferentes variáveis indicadoras da qualidade de água para o período estudado (ago/96 a jul/97), está representado na FIGURA 13.

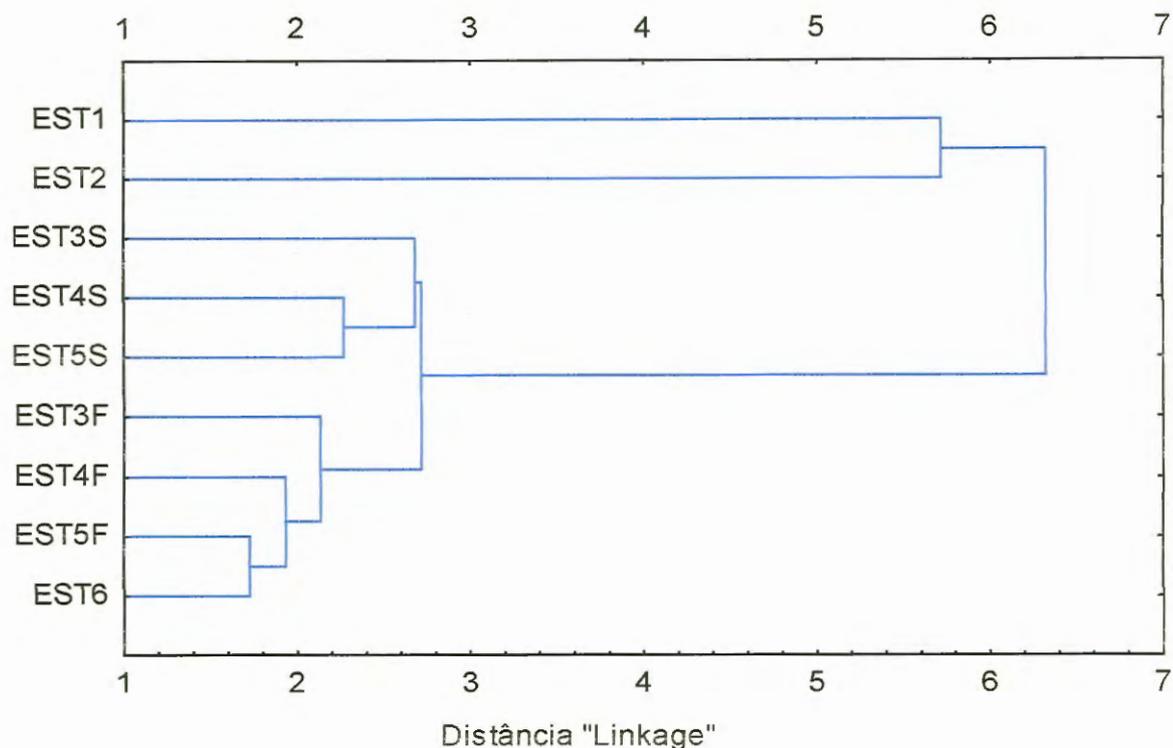


FIGURA 13 - Dendrograma de Similaridade Temporal entre as estações de coleta, em função da variação espacial dos valores médios das diferentes variáveis indicadoras da qualidade de água, para o período estudado (ago/96 a jul/97)

As estações 1 e 2 apresentaram-se muito bem separadas das demais, diferenciado-se pelas características de um sistema de entrada, corroborando os resultados encontrados. Mesmo entre estas duas estações, pode-se notar que a estação 1 (sistema lótico), possui características distintas em relação à estação 2 (área alagada). Se for considerada uma distância euclidiana menor que 5,8, as estações 1 e 2 formariam grupos distintos.

Tomando uma distância euclidiana de 2,8 tem-se um grupo para a estação 1 (sistema lótico, maior carga de matéria e energia), um segundo grupo para a estação 2 (após a área alagada, sistema pouco profundo, turbulento e

anóxico), um terceiro grupo com as estações 3, 4 e 5 (superfície, caracterizam processos metabólicos ligados à fotossíntese, produtividade, fotoinibição, temperaturas maiores e teor de oxigênio próximo à saturação) e um quarto grupo, com as estações 3, 4 e 5 (fundo) e a estação 6 (caracterizado por águas mais frias, processos metabólicos ligados a decomposição, anoxia, processo físico de corrente, devido à tomada do vertedouro estar a alguns metros abaixo da superfície, influenciando diretamente a qualidade da água da estação 6).

O dendograma de similaridade da variação espacial dos valores médios das diferentes variáveis indicadoras da qualidade, para o período estudado (ago/96 a jul/97), está representado na FIGURA 14.

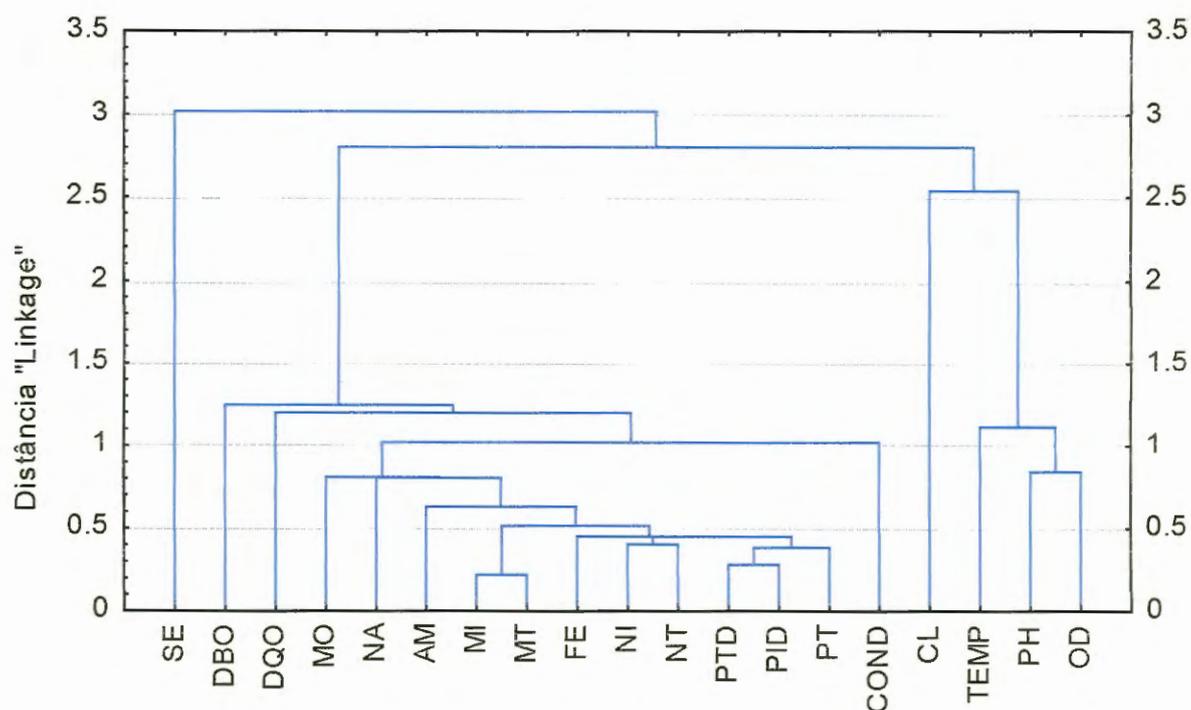


FIGURA 14 - Dendrograma de Similaridade da variação espacial dos valores médios das diferentes variáveis indicadoras da qualidade, para o período estudado (ago/96 a jul/97)

O dendograma demonstra a similaridade da variação espacial entre as variáveis, assim como, a matriz de correlação (TABELA 57). Pode-se notar que os pigmentos totais apresentaram pouca similaridade espacial e temporal com as demais variáveis. A transparência da água também aparece como uma variável separada, ou como um grupo distinto, em função de sua relação inversamente proporcional às demais variáveis. Os nutrientes apresentam-se como um grupo, juntamente com as formas de material em suspensão e condutividade. DBO e DQO também fazem parte do grupo dos nutrientes, sendo que, a DQO possui maior similaridade com os nutrientes, que a DBO. Todas essas variáveis estão interrelacionadas pela dependência da carga de material particulado e dissolvido alóctone e processos metabólicos autóctones, apresentando variações espaciais e temporais mais próximas.

Um outro grupo distinto e bem definido, está formado com oxigênio dissolvido, pH e temperatura.

Na TABELA 57, estão representados os coeficientes de correlação entre os valores médios das diferentes variáveis indicadoras da qualidade de água para o período estudado (ago/96 a jul/97). Essa matriz de correlação apresenta, de uma outra forma, o que foi discutido na FIGURA 14, (dendograma de similaridade), a diferença é que a matriz discute caso a caso, e o dendograma fornece uma visão mais geral.

TABELA 57 - Resultados da Matriz de Correlação entre os valores médios anuais das variáveis físicas, químicas e biológicas indicadoras da qualidade de água do reservatório de Salto Grande, para o período de ago/96 a jul/97. Os valores em vermelho significam uma correlação significativa

	OD	PH	CON	TEM	PT	PID	PTD	MT	MI	MO	FE	CL	NT	AM	NI	NA	SE	DBO	DQO
OD	1,00																		
PH	0,96	1,00																	
CON	0,24	0,03	1,00																
TEM	0,80	0,92	-0,25	1,00															
PT	0,27	0,11	0,94	-0,17	1,00														
PID	0,29	0,16	0,91	-0,09	0,98	1,00													
PTD	0,25	0,10	0,93	-0,16	0,99	1,00	1,00												
MT	0,15	-0,02	0,91	-0,29	0,97	0,93	0,95	1,00											
MI	0,09	-0,08	0,91	-0,35	0,97	0,92	0,94	1,00	1,00										
MO	0,37	0,22	0,86	-0,07	0,96	0,91	0,92	0,96	0,94	1,00									
FE	0,05	-0,14	0,91	-0,42	0,96	0,91	0,94	0,97	0,98	0,90	1,00								
CL	0,60	0,59	-0,36	0,54	-0,37	-0,43	-0,43	-0,41	-0,46	-0,18	-0,46	1,00							
NT	0,16	-0,04	0,93	-0,34	0,97	0,93	0,96	0,96	0,97	0,91	0,99	-0,38	1,00						
AM	-0,07	-0,27	0,88	-0,53	0,90	0,87	0,91	0,90	0,93	0,79	0,98	-0,54	0,97	1,00					
NI	0,15	-0,03	0,93	-0,30	0,99	0,96	0,98	0,97	0,97	0,92	0,99	-0,44	0,99	0,96	1,00				
NA	0,43	0,30	0,88	0,10	0,93	0,96	0,95	0,83	0,82	0,85	0,80	-0,32	0,85	0,76	0,89	1,00			
SE	-0,11	0,11	-0,95	0,43	-0,93	-0,88	-0,92	-0,93	-0,94	-0,85	-0,97	0,37	-0,98	-0,97	-0,96	-0,79	1,00		
DBO	0,51	0,45	0,68	0,29	0,75	0,85	0,81	0,60	0,58	0,63	0,59	-0,28	0,66	0,58	0,70	0,90	-0,60	1,00	
DQO	0,18	0,09	0,63	-0,11	0,79	0,73	0,74	0,86	0,83	0,91	0,76	-0,17	0,74	0,63	0,76	0,65	-0,66	0,37	1,00

Fosf¹

elorg
N

O oxigênio dissolvido apresentou correlação positiva e significativa com pH e temperatura (0,96 e 0,80 respectivamente). É bem conhecido da literatura a relação inversa entre solubilização do oxigênio e temperatura. A correlação positiva reflete a variação da média do oxigênio e da média da temperatura, provavelmente sugerindo um maior consumo de oxigênio relacionado ao aumento da comunidade fitoplanctônica e maior tempo de residência.

As variações de pH, mesmo não tendo sido muito significativas, provavelmente estiveram associadas as mudanças metabólicas no sistema, devido ao aumento de temperatura. Já a condutividade apresentou altas correlações positivas com os nutrientes e com as formas de material em suspensão, com coeficientes entre 0,86 e 0,94, e correlação negativa, altamente significativa, com os resultados de transparência da água (-0,95). Sem dúvida, a entrada de material no sistema acarreta aumentos de nutrientes e condutividade, demonstrando mais uma vez a relação entre esses processos, e a relação inversamente proporcional à transparência da água.

Todos os nutrientes e as formas de material em suspensão também apresentaram correlações negativas em relação à transparência da água, ou seja, quanto maior quantidade de nutrientes e material em suspensão, menor transparência da água.

Os valores de DBO apresentaram correlações positivas significativas com as formas de fósforo encontradas e com nitrito e nitrato com coeficientes variando de 0,68 a 0,90. Já a DQO esteve correlacionada positivamente com o fósforo, formas do material em suspensão, ferro, nitrito e nitrato, com valores variando de 0,73 a 0,91. Tanto DBO como DQO representam consumo de ^{O₂} matéria orgânica, todas essas variáveis estão, de alguma forma, variando em função da matéria orgânica.

As formas combinadas de nitrogênio apresentaram correlação significativa e positiva com as formas de fósforo, de material em suspensão, ferro e condutividade, com valores variando de 0,80 a 0,99.

Os valores de clorofila não apresentaram correlação significativa com outra variável.

Provavelmente, a variação da concentração de pigmentos totais seja uma função da vazão, incidência de luz, fotoinibição e taxas de sedimentação do que da quantidade de nutrientes e matéria orgânica, principalmente levando-se em consideração que as concentrações de nutrientes não são limitantes em nenhum período.

Como foi verificado por DEBERDT (1997), a luz é o principal limitante para o sistema; MINOTTI (1999) chama a atenção para a ocorrência de fotoinibição na Represa de Salto Grande, no período estudado pelo autor.

SEGUNDA PARTE: Levantamento do custo de tratamento e recuperação do reservatório

5.12 Custos de tratamento dos esgotos sanitários e efluentes orgânicos industriais

Como visto anteriormente, mudanças na qualidade da água são acompanhadas por mudanças nos sistemas social e econômico, sendo necessário um maior envolvimento entre a abordagem ecológica e econômica.

Portanto, o levantamento dos investimentos envolvidos no tratamento e recuperação da represa são de suma importância para a discussão das estratégias de recuperação e manejo deste sistema.

→ A análise dos resultados da qualidade da água, previamente discutidos, sugere que o excesso de resíduo lançado ao longo do tempo no rio Atibaia vem impactando o sistema de forma negativa.

Segundo MARQUEZ (1995), este processo compromete os bens e serviços colocados a disposição à sociedade pelo ambiente.

O tratamento do esgoto sanitário e dos efluentes industriais é uma etapa importante na manutenção da capacidade assimilativa do sistema aquático em questão.

O ambiente exerce a função de dispersar, armazenar e principalmente assimilar resíduos originários da produção e do consumo (MARQUEZ, 1995).

Este serviço prestado pelo recurso hídrico, contribui para a manutenção do sistema produtivo, ou melhor, o sistema produtivo depende do recurso hídrico, especialmente nesta região, em que a demanda é muito elevada.

→ O tratamento dos efluentes orgânicos é uma das medidas para se assegurar, que o recurso não seja degradado de forma irreparável, tanto em termos ambientais como econômicos. Portanto, um passo efetivo na melhoria da qualidade da água da sub-bacia do Atibaia é o tratamento do esgoto sanitário e efluentes industriais. Na TABELA 58, estão apresentados os cálculos dos valores de construção e operação de ETE (US\$), para uma carga orgânica potencial, na sub bacia do rio Atibaia, para o ano de 1993.

TABELA 58 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para uma população equivalente à carga orgânica potencial de matéria orgânica despejada pela indústria no o ano de 1993.

Indústrias	Carga Orgânica*	Custos (US\$)	
	(kg/DBO5/dia)	Construção	Operação/mês
	1993		
	Potencial		
Fibralin Textil S.A	1423	1.859.269,55	35.135,80
Textil Elizabeth S.A - Fab.2	689	900.236,63	17.012,35
Pabreu Cia.Ind.de Tecidos	1106	1.445.082,30	27.308,64
Timavo do Brasil S.A	176	229.958,85	4.345,68
Textil Elizabeth S.A - Fab.1	756	987.777,78	18.666,67
Textil Duamo S.A	419	547.458,85	10.345,68
Carborundum S.A	10	12.425,62	234,81
Carborundum S.A	312	407.654,32	7.703,70
Rigesa S.A	4320	5.644.444,44	106.666,67
Indústrias Gessy Lever Ltda	10804	14.116.337,45	266.765,43
Companhia Antarctica Paulista	358	467.757,20	8.839,51
Comp.Leco de Produto Alim.	190	248.251,03	4.691,36
Bann Quimica S.A	1010	1.319.650,21	24.938,27
J.Bresler S.A	940	1.228.189,30	23.209,88
Rhodiaco Ind.Quimicas Ltda	16057	20.979.825,10	396.469,14
Petrobras	1440	1.881.481,48	35.555,56
Rhodia S.A	10689	13.966.080,25	263.925,93
Total trecho Atibaia	50699	66.241.880,35	1.251.815,06

* Fonte da carga orgânica das indústrias: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).
OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar para o ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

As indústrias com maior carga orgânica potencial no trecho analisado são: Gessy Lever (10.804 kg/DBO5/dia), Rhodiaco Ind. Químicas Ltda (16.057 kg/DBO5/dia) e Rhodia S.A (10.689 kg/DBO5/dia). Essa produção orgânica é equivalente a duas cidade de 200 mil habitantes e uma de 300 mil habitantes.

O custo da construção de estações de tratamento para a carga orgânica potencial para as principais indústrias da sub bacia do rio Atibaia é da ordem de US\$66 milhões e o custo de operação mensal está em torno de US\$1 milhão.

Na TABELA 59, estão apresentados os resultados do cálculo dos valores de construção e operação mensal de estação de tratamento (US\$), para uma população equivalente à carga orgânica remanescente de matéria orgânica despejada por 17 indústrias na sub bacia do rio Atibaia, para o ano de 1993.

As indústrias com maior carga orgânica remanescente, para o trecho analisado, são as mesmas que possuem a maior carga orgânica potencial. A Gessy Lever contribui com 1.114 kg/DBO5/dia, a Rhodiaco Ind.Químicas Ltda, com 1.606 kg/DBO5/dia, e a Rhodia S.A, com 3.848 kg/DBO5/dia. Essa produção orgânica remanescente é equivalente a 20, 30 e 70 mil habitantes, respectivamente. Os investimentos necessários para a construção de estações de tratamento para a carga orgânica remanescente para as principais indústrias da sub bacia do rio Atibaia, foi estimado em US\$12 milhões e o custo de operação mensal, em US\$239 mil.

O resultado do cálculo dos valores de construção e operação mensal de estação de tratamento (US\$), para uma população equivalente à carga orgânica remanescente de matéria orgânica despejada pela indústria, para o ano de 2000, está representado na TABELA 60.

As indústrias com maior carga orgânica remanescente, para o trecho analisado, são as mesmas citadas anteriormente, assim como, suas cargas orgânicas remanescentes. A Gessy Lever contribui com 1.114 kg/DBO5/dia, a Rhodiaco Ind.Químicas Ltda com 1.606 kg/DBO5/dia e a Rhodia S.A com 3.848 kg/DBO5/dia.

TABELA 59 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para uma população equivalente à carga orgânica remanescente de matéria orgânica despejada pela indústria no o ano de 1993.

Indústrias	Carga Orgânica*	Custos (US\$)	
	1993	Construção	Operação/mês
	Remanescente		
Fibralin Textil S.A	285	372.376,54	7.037,04
Textil Elizabeth S.A - Fab.2	206	269.156,38	5.086,42
Pabreu Cia.Ind.de Tecidos	310	405.041,15	7.654,32
Timavo do Brasil S.A	127	165.936,21	3.135,80
Textil Elizabeth S.A - Fab.1	259	338.405,35	6.395,06
Textil Duamo S.A	108	141.111,11	2.666,67
Carborundum S.A	10	12.425,62	234,81
Carborundum S.A	79	103.220,16	1.950,62
Rigesa S.A	135	176.388,89	3.333,33
Indústrias Gessy Lever Ltda	1114	1.455.534,98	27.506,17
Companhia Antarctica Paulista	358	467.757,20	8.839,51
Comp.Leco de Produto Alim.	190	248.251,03	4.691,36
Bann Quimica S.A	280	365.843,62	6.913,58
J.Bresler S.A	523	683.343,62	12.913,58
Rhodiaco Ind.Quimicas Ltda	1606	2.098.374,49	39.654,32
Petrobras	274	358.004,12	6.765,43
Rhodia S.A	3848	5.027.736,63	95.012,35
Total trecho Atibaia	9712	12.688.907,10	239.790,37

* Fonte da carga orgânica das indústrias: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).
OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

O custo da construção de estações de tratamento para as principais indústrias da sub-bacia do rio Atibaia para o ano 2000 está em torno de US\$13,6 milhões e o custo de operação mensal, em US\$256 mil. O que significa um acréscimo no investimento de US\$866 mil e US\$16 mil mensal, respectivamente. Esses valores correspondem a 6,4 % de aumento, em relação aos cálculos apresentados para o ano de 1993.

TABELA 60 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para uma população equivalente à carga orgânica remanescente de matéria orgânica despejada pela indústria no o ano de 2000.

Indústrias	Carga Orgânica* (kg/DBO5/dia)	Custos (US\$)	
	1993	Construção	Operação/mês
	Remanescente		
Fibralin Textil S.A	388	506.432,10	9.570,37
Textil Elizabeth S.A - Fab.2	280	366.052,67	6.917,53
Pabreu Cia.Ind.de Tecidos	422	550.855,97	10.409,88
Timavo do Brasil S.A	173	225.673,25	4.264,69
Textil Elizabeth S.A - Fab.1	352	460.231,28	8.697,28
Textil Duamo S.A	147	191.911,11	3.626,67
Carborundum S.A	10	12.425,62	234,81
Carborundum S.A	79	103.220,16	1.950,62
Rigesa S.A	135	176.388,89	3.333,33
Indústrias Gessy Lever Ltda	1114	1.455.534,98	27.506,17
Companhia Antartica Paulista	487	636.149,79	12.021,73
Comp.Leco de Produto Alim.	258	337.621,40	6.380,25
Bann Quimica S.A	280	365.843,62	6.913,58
J.Bresler S.A	523	683.343,62	12.913,58
Rhodiaco Ind.Quimicas Ltda	1606	2.098.374,49	39.654,32
Petrobras	274	358.004,12	6.765,43
Rhodia S.A	3848	5.027.736,63	95.012,35
Total trecho Atibaia	10375	13.555.799,69	256.172,59

* Fonte da carga orgânica das indústrias: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).
OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

Nas TABELAS 61 e 62, estão apresentados os resultados das projeções das populações urbanas e os custos (US\$) das construção e operação mensal de estações de tratamento de esgoto, associado ao processo de desinfecção, para os anos de 1995 e 2000, respectivamente.

TABELA 61 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para a populações urbanas do ano de 1995

Ano	1995		
Município	População (hab)	Custo (US\$)	
	Total	Construção	Operação/mês
Atibaia	89.340	6.303.433,33	119.120,00
Bom Jesus dos Perdões	10.069	710.423,89	13.425,33
Campinas	862.567	60.858.893,89	1.150.089,33
Itatiba	60.449	4.265.012,78	80.598,67
Jarinu	6.514	459.598,89	8.685,33
Nazaré Paulista	5.776	407.528,89	7.701,33
Paulínia	41.744	2.945.271,11	55.658,67
Piracaia	21.362	1.507.207,78	28.482,67
Valinhos	67.792	4.783.102,22	90.389,33
Vinhedo	37.786	2.666.012,22	50.381,33
Total	1.203.399	84.906.485,00	1.604.532,00

* Fonte da carga orgânica das indústrias: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).

OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

TABELA 62 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para a populações urbanas do ano de 2000.

Ano	2000		
Município	População (hab)	Custo (US\$)	
	Total	Construção	Operação/mês
Atibaia	104.530	7.375.172,22	139.373,33
Bom Jesus dos Perdões	11.204	790.504,44	14.938,67
Campinas	927.352	65.429.835,56	1.236.469,33
Itatiba	67.869	4.788.535,00	90.492,00
Jarinu	7.880	555.977,78	10.506,67
Nazaré Paulista	7.535	531.636,11	10.046,67
Paulínia	49.402	3.485.585,56	65.869,33
Piracaia	23.609	1.665.746,11	31.478,67
Valinhos	77.506	5.468.478,89	103.341,33
Vinhedo	43.698	3.083.136,67	58.264,00
Total	1.320.585	93.174.608,33	1.760.780,00

* Fonte da carga orgânica das indústrias: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).

OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

A população do município de Campinas representa 72 % do total de habitantes da sub-bacia do rio Atibaia, o que significa investimentos na ordem de US\$60,8 milhões na construção da ETE e US\$1,1 milhões na operação mensal, para o ano de 1995. Para a ano 2000, esses investimentos serão da ordem de US\$65,4 milhões para construção e US\$1,2 milhões para operação mensal, o que significa um aumento aproximado de 7% em relação ao ano de 1995.

O valor total para construção da ETE com os dados do ano de 1995, para a sub-bacia do rio Atibaia foram de US\$84,9 milhões e de US\$1,6 milhões mensais, para a operação. A estimativa para o ano 2000, para o mesmo empreendimento, foi de US\$93,2 milhões e US\$1,8 milhões, construção e operação mensal respectivamente, o que corresponde a um aumento de aproximadamente 9% sobre o valor calculado para o ano de 1995.

Nas TABELAS 63 e 64, estão apresentados os resultados para projeções das populações urbanas e custos (US\$) da construção de estações de tratamento e operação mensal de ETE, associado ao processo de desinfecção, para os anos de 2005 e 2010 respectivamente.

Os aumentos em relação à construção e operação das ETE é de 9% a cada 5 anos, aproximadamente, entre as projeções para 2005 e 2010.

A estimativa para o ano 2005 foi de US\$102 milhões para construção e US\$1,9 milhões para operação mensal e para o ano 2010, os investimentos estão em torno de US\$112 milhões e US\$2,1 milhões, para os mesmos empreendimentos.

Nas TABELAS 65 e 66, estão resumidos os valores totais para construção e operação anual de estações de tratamento de efluentes industriais e esgotos sanitários, para os anos de 1993/1995 (industria) e 2000 respectivamente. Esses valores sugerem o investimento necessário para o tratamento dos efluentes em 1993/95, e o aumento relativo para um intervalo de cinco anos.

TABELA 63 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para a populações urbanas do ano de 2005.

Ano	2005		
Município	População (hab)	Custo (US\$)	
	Total	Construção	Operação/mês
Atibaia	118.858	8.386.092,22	158.477,33
Bom Jesus dos Perdões	12.246	864.023,33	16.328,00
Campinas	1.010.019	71.262.451,67	1.346.692,00
Itatiba	74.805	5.277.908,33	99.740,00
Jarinu	9.158	646.147,78	12.210,67
Nazaré Paulista	9.456	667.173,33	12.608,00
Paulínia	57.038	4.024.347,78	76.050,67
Piracaia	25.779	1.818.851,67	34.372,00
Valinhos	86.644	6.113.215,56	115.525,33
Vinhedo	49.563	3.496.945,00	66.084,00
Total	1.453.566	102.557.156,67	1.938.088,00

* Fonte da carga orgânica das indústrias: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).

OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

TABELA 64 - Cálculo dos valores (US\$), de construção de estação de tratamento e custo de operação mensal, para a populações urbanas do ano de 2010.

Ano	2010		
Município	População (hab)	Custo (US\$)	
	Total	Construção	Operação/mês
Atibaia	132.332	9.336.757,78	176.442,67
Bom Jesus dos Perdões	13.204	931.615,56	17.605,33
Campinas	1.110.007	78.317.160,56	1.480.009,33
Itatiba	81.191	5.728.476,11	108.254,67
Jarinu	10.281	725.381,67	13.708,00
Nazaré Paulista	11.418	805.603,33	15.224,00
Paulínia	64.544	4.553.937,78	86.058,67
Piracaia	27.526	1.942.112,22	36.701,33
Valinhos	95.044	6.705.882,22	126.725,33
Vinhedo	55.429	3.910.823,89	73.905,33
Total	1.600.976	112.957.751,11	2.134.634,67

* Fonte da carga orgânica das indústrias: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).

OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

Para o ano de 1993/95, o tratamento dos efluentes para o trecho da sub-bacia do rio Atibaia, que refletiria a melhoria da qualidade da água que entra no reservatório de Salto Grande é da ordem de US\$97 milhões, para a construção, e US\$22 milhões, para operação anual. Desses valores, 13% representa o montante das indústrias e 87% dos municípios, tanto para construção como operação.

TABELA 65 - Cálculo dos valores totais (US\$) de construção de estação de tratamento e custo de operação anual para a industria e municípios da bacia do rio Atibaia, considerando a carga orgânica de 1993 para industria e 1995 para os municípios.

Ano 1993/1995	Construção (US\$)	Operação/ano (US\$)
Indústrias	12.688.907,10	2.877.484,44
Município	84.906.485,00	19.254.384,00
Total	97.595.392,10	22.131.868,44

* Fonte da carga orgânica das indústrias e projeção populacional: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).

OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

Entretanto é importante analisar que a industria contribui também com uma carga inorgânica, na qual estão presentes diferentes produtos químicos.

A composição dos resíduos industriais é bastante variável, mesmo para um determinado tipo de indústria, os constituintes das águas residuárias dependem do processo utilizado na fabricação e dos tipos de matéria prima usados. (MOTA, 1995).

A represa de Salto Grande recebe efluentes do Polo Industrial de Paulínia, onde se localizam indústrias de diferentes ramos, o que sugere o variado número de produtos químicos presentes na água.

TABELA 66 - Cálculo dos valores totais (US\$) de construção de estação de tratamento e custo de operação anual para a indústria e municípios da bacia do rio Atibaia, relativa a carga orgânica do ano 2000.

Ano 2000	Construção (US\$)	Operação/ano (US\$)
Indústrias	13.555.799,69	3.074.071,11
Município	93.174.608,33	21.129.360,00
Total	106.730.408,02	24.203.431,11

* Fonte da carga orgânica das indústrias e projeção populacional: Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria de Política Urbana (1994).
OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80

A CETESB é a instituição responsável por avaliar e disponibilizar os dados quantitativos e qualitativos dos efluentes industriais.

Para o ano 2000 os investimentos estão em torno de US\$106 milhões, para construção e US\$24 milhões, para operação anual. A proporção entre indústrias e municípios, em relação à utilização dos recursos, permaneceu praticamente a mesma.

O aumento relativo entre os diferentes anos foi de aproximadamente 8,5 %, tanto para construção e operação.

Como comentado anteriormente nos resultados apresentados para os custos de tratamento não se levou em questão, os custos dos tratamentos dos compostos inorgânicos, nem mesmo os resíduos gasosos e sólidos, que muitas vezes liberados na atmosfera ou armazenado em locais impróprios, alcançam as águas superficiais e subterrâneas pela lavagem da atmosfera pelas chuvas, e pelo efeito das enxurradas.

→ Outro ponto importante é que a cada cinco anos, os custos aumentam na ordem de 9 a 10 % do valor total. A recuperação de sistemas degradados que parecia ser uma necessidade urgente em termos ambientais,

também o é em termos econômicos. Existem pressões legais muito fortes. Entre elas, a Lei 9605/98 Lei de Crimes Ambientais, que traz algumas inovações como comentado anteriormente e a Lei de Cobrança do Uso da Água que já se encontra em discussão pela Câmara Estadual e irá mudar, em muito as relações de custo benefício em relação ao uso do Bem Comum e finito, que é a água, este projeto em breve será uma realidade e contribuirá muito na questão da gestão dos recursos hídricos no Estado de São Paulo.

5.13 Custos de técnicas de recuperação do reservatório

Dentre as possibilidades de ações para melhoria da qualidade da água, o primeiro passo é a remoção ou tratamentos dos efluentes industriais e esgotos sanitários, apresentados anteriormente. Este procedimento visa a interrupção ou diminuição da principal entrada alóctone de elementos indesejáveis.

Existem vários estudos sobre a resposta de lagos e reservatórios em relação a entrada externa de nutrientes e as evidências mostram que lagos e reservatórios respondem a redução de entrada de nutrientes (COOKE et al, 1993). Entretanto esta resposta pode ocorrer de diferentes maneiras, segundo o mesmo, autor para o Lago Washington (EUA) a redução das concentrações de fósforo e pigmentos totais atingiu valores considerados adequados em 5 a 7 anos após o tratamento dos esgoto sanitário. Já o Lago Sammamish (EUA) apresentou uma taxa de recuperação bem mais lenta, nos primeiros 7 anos pouca mudanças foram notadas especialmente na concentração de fósforo. Um dos principais motivos desta diferença na resposta dos lagos, foi apontada como o aporte interno de nutrientes via sedimento no Lago Sammamish.

Os sedimentos do reservatório apresentam grandes quantidade de nutrientes e toxinas, que continuamente alimentam a coluna d'água, contribuindo e fechando o ciclo do processo de eutrofização.

Portanto, uma outra medida importante para a recuperação de sistemas eutrofizados é diminuir ou interromper a liberação das toxinas e nutrientes de origem autóctone.

A seguir, estão descritos os custos aproximados de diferentes técnicas que poderiam ser utilizadas no reservatório. Caso uma ou mais técnicas venham a ser utilizadas, é necessário uma abordagem específica em relação à técnica em questão, não sendo objetivo desse trabalho, neste momento, tal discussão.

Na TABELA 67, estão apresentados os resultados dos cálculos do custo de remoção de sedimento (profundidade de 0,10 m), do Reservatório de Salto Grande.

Os resultados estão apresentados por compartimentos, o valor total estimado para todo o reservatório é da ordem de US\$9 milhões. Os compartimentos 2 e 3 apresentam os maiores volumes a serem retirados e portanto, os custos mais altos. No cálculo desses custos estão incluídos áreas de deposição desse material.

TABELA 67 - Custo de remoção de sedimento (US\$) do Reservatório de Salto Grande.

Compartimento	*Volume a ser retirado (m ³)	**Custo de remoção (US\$)
1	187.776,75	1.479.680,79
2	480.720,99	3.788.081,40
3	353.782,59	2.787.806,81
4	167.719,67	1.321.631,00
Reservatório	1.190.000,00	9.377.200,00

*Área dos compartimentos baseado em RIOS (1999).

**Custo de remoção (US\$7,88/m³) baseado em Cooke & Kennedy (1989).

OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80.

Outra técnica que pode ser empregada, é a de aeração do hipolímnio com a função de diminuir ou eliminar a anoxia do fundo.

Um benefício secundário da aeração é decaimento das concentrações de fósforo e outros elementos como ferro e manganês, o que pode resultar na diminuição do aporte interno de nutrientes. COOKE et al (1993).

Pode-se comparar os custos de aeração para um reservatório nos Estados Unidos, na Califórnia com as dimensões de área próximas às de Salto Grande (COOKE & KENNEDY, 1989). O custo de capital é de aproximadamente US\$204 mil e custo operacional em torno de US\$98 mil ao ano, onde está contido a operação, manutenção do equipamento e compra de gases.

O maior lago que já foi tratado por meio de aeração do hipolíminio foi o lago Teleger See na Alemanha, com a aeração de $32 \times 10^6 \text{ m}^3$ de hipolíminio, utilizando 4,5 toneladas de oxigênio por dia. O custo inicial de aeração do sistema foi de aproximadamente US\$2 milhões (US\$ 1990), para seis meses de operação.

Outro problema sério do Reservatório de Salto Grande é a grande quantidade de macrófitas que corresponde a 9% da área total do reservatório (RIOS 1999). O custo de tratamento para remoção mecânica de macrófitas baseado em COOKE et al (1993), que é apenas paliativo e não definitivo, está em torno de US\$79 mil (valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80), para uma área estimada de macrófitas de 112,4 hectares (RIOS, 1999).

Na FIGURA 15, estão representados os resultados do cálculo dos custos das técnicas de recuperação para o Reservatório de Salto Grande, assim como os custos totais, para recuperação, sem considerar os gastos de manutenção e da parte técnica-operacional, como por exemplo o controle do tempo de residência. O valor total foi estimado em aproximadamente US\$9 milhões, e envolve a remoção mecânica das macrófitas e a remoção de uma capa de 0,10 m do sedimento. Nesta estimativa não foi considerado o custo de aeração do hipolíminio.



FIGURA 15 - Estimativa do custo de algumas técnicas de recuperação para o reservatório de Salto Grande. Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80.

Os valores encontrados sugerem os custos de recuperação de um sistema hipereutrófico. O objetivo principal do levantamento das estimativas dos custos de tratamento e recuperação do reservatório de Salto Grande é indicar a ordem de grandeza da questão econômica, inserida na questão ambiental. Essa ferramenta, pode servir para discussões a respeito da recuperação da represa, além de, balizar custos de projetos de manejo e preservação de ambientes não impactados em âmbito regional.

Os valores aqui apresentados podem oscilar em função do mercado e das técnicas empregadas. Entretanto, a ordem de grandeza indica a importância da abordagem econômica na viabilização de projetos ambientais.

Portanto, a importância desses resultados é mostrar como os custos de recuperação de sistemas degradados são extremamente altos e dependentes de recurso humano qualificado. Investimentos inclusive inferiores aos custos apresentados, aplicados para preservação de sistemas

similares são de suma importância para a viabilidade ambiental de projetos de desenvolvimento. O Estado de São Paulo está repleto de sistema similares.

TERCEIRA PARTE: Valoração de recursos naturais e interação Ecologia-Economia

Nos resultados e discussões anteriores, procurou-se caracterizar a qualidade ambiental dos recursos hídricos e os custos envolvidos na recuperação deste sistema.

O entendimento do ecossistema depende da integração de diferentes áreas da ciência e um dos objetivos deste trabalho é apontar possibilidades de envolvimento, entre a teoria ecológica e econômica, na discussão do manejo de sistemas degradados.

A valoração de recursos naturais é naturalmente um ponto de integração entre estas áreas e segundo TOGNELLA (1995), os recursos naturais possuem valor próprio, inerentes a sua existência. Este valor pode ser identificado por meio da aplicação de técnicas econômicas, onde cada bem ou serviço gerado passará a ter um valor monetário.

Diversos autores salientam o ambiente como provedor de uma gama variada e ampla de bens e serviços ambientais para a humanidade MARQUES (1995).

Os serviços prestados pelo ambiente são: a oferta de matéria prima, como insumos para a economia no presente e no futuro, a capacidade de assimilação, ou seja, o ambiente executa a função de guardar, armazenar e assimilar os resíduos da produção e do consumo, a oferta de amenidade e estética, com vistas a suprir as necessidades de recreação e lazer, estoque de biorrecursos, por meio da biodiversidade de plantas e animais e finalmente, os serviços de suporte à vida humana (HITZHUSEN, 1993)

O valor econômico total do meio ambiente depende do seu valor de uso e de não uso, como comentado anteriormente e apresentado na FIGURA 2.

O desenvolvimento do conceito de valoração ambiental iniciou-se por distinguir entre os valores de uso e valores de não uso. O primeiro refere-se ao benefício obtido a partir da utilização efetiva do ambiente, de forma direta ou indireta, o segundo não implica em utilização imediata ou futura do recurso ambiental (MARQUES, 1995).

Desta forma, são várias as implicações para se chegar ao valor econômico total de um recurso natural. Entretanto é possível considerar parte dos diferentes aspectos dos muitos serviços e bens naturais. Segundo MARQUES (1995), o valor econômico total do meio ambiente não pode ser revelado pelas relações de mercado e na ausência deste, algumas técnicas foram desenvolvidas no sentido de se encontrar valores e serviços apropriados aos bens e serviços oferecidos pelo bem natural, com vistas a subsidiar a adoção de medidas e a formulação de políticas.

No presente trabalho estimou-se o valor atribuído a um serviço, que o reservatório presta na melhoria da qualidade da água, que representa um valor de uso indireto.

→ A valoração de atividade como a utilização da represa para recreação e pesca, valor de uso direto, também são de grande importância. Na década passada a questão do turismo na região era muito relevante para a economia local, representado pela grande quantidade de hotéis, clubes e casas de veraneio próximos a represa. A avaliação da desvalorização destes imóveis é uma ferramenta para a valoração ambiental.

Os recursos hídricos representam um ativo ambiental que detém valores expressivos de uso e não uso. Os resultados apresentados são parte deste valor, existem outras técnicas, inclusive necessárias para se sugerir um valor econômico total. A abordagem aqui apresentada foi escolhida em virtude de condições técnicas e de disponibilidade de dados.

A presença de um valor monetário permite a tomada de decisões administrativas mais expressivas do que apenas destacar as qualidades ecológicas de cada função (TOGNELLA, 1995).

O levantamento de custos de tratamento e recuperação e um exemplo de valoração de recursos hídricos vem apresentar uma ferramenta para as discussões de manejo e recuperação de sistemas degradados

regionais, contribuindo técnica e cientificamente para as decisões administrativas e legais referentes ao desenvolvimento regional.

Na TABELA 68, estão representados os valores das cargas de DBO (Kg/DBO₅/dia), afluyente, efluente, a quantidade retida pelo reservatório, e os valores correspondentes a uma estação de tratamento de esgoto hipotética, segundo as respectivas cargas. Esses resultados demonstram, de forma comparativa, o valor em Dólares, correspondente ao trabalho de retenção do reservatório, em relação à carga de entrada de DBO. A quantidade retida pelo reservatório corresponde à construção de uma estação de tratamento de esgoto no valor de US\$7 milhões e com custo operacional anual de US\$1,6 milhões. Pelos resultados encontrados, 51% do material que entra no reservatório é retido.

TABELA 68 - Carga de DBO (Kg/DBO₅/dia), afluyente, efluente, quantidade retida pelo reservatório e os valores (US\$), correspondentes a construção e operação anual de estações de tratamento de esgoto.

Carga no Reservatório	Kg/DBO ₅ /dia	Participação (%)	*Construção (US\$)	**Operação (US\$)/Ano
Entrada	10.662,77	100	13.931.808,54	3.159.339,26
Saída	5.225,45	49	6.827.491,26	1.548.281,48
Retido	5.437,32	51	***7.104.317,28	1.611.057,78

* Valor equivalente a construção de uma estação de tratamento em função da carga de DBO.

** Valor equivalente a construção da operação mensal de uma estação de tratamento em função da carga de DBO de entrada.

***Valor referente ao tratamento executado pelo reservatório para a redução de 51% da carga de DBO.

OBS.: Taxa de conversão, valor médio do dólar no ano de 1999, segundo o Ministério da Fazenda: US\$ 1,00 = R\$1,80.

Na FIGURA 16, estão apresentados os resultados das cargas afluyente, efluente e da taxa de retenção do reservatório, para diferentes variáveis indicadoras de qualidade da água. Os resultados da taxa de retenção do reservatório foram sempre superiores a 48%, chegando a valores altíssimos em relação ao material em suspensão total e fósforo total (88 e 76%) e em relação ao número de colônias de coliforme total e fecal (87 e 99%) respectivamente.

Esses resultados demonstram a importante participação do reservatório de Salto Grande na melhoria da qualidade da água a jusante do

mesmo, como pode ser observado nos valores das variáveis encontradas na estação 6. Não significa que a qualidade da água na estação 6 seja ótima, significa que, em termos comparativos é melhor do que a água que entra no reservatório, corroborando as taxas de auto-depuração discutidas anteriormente.

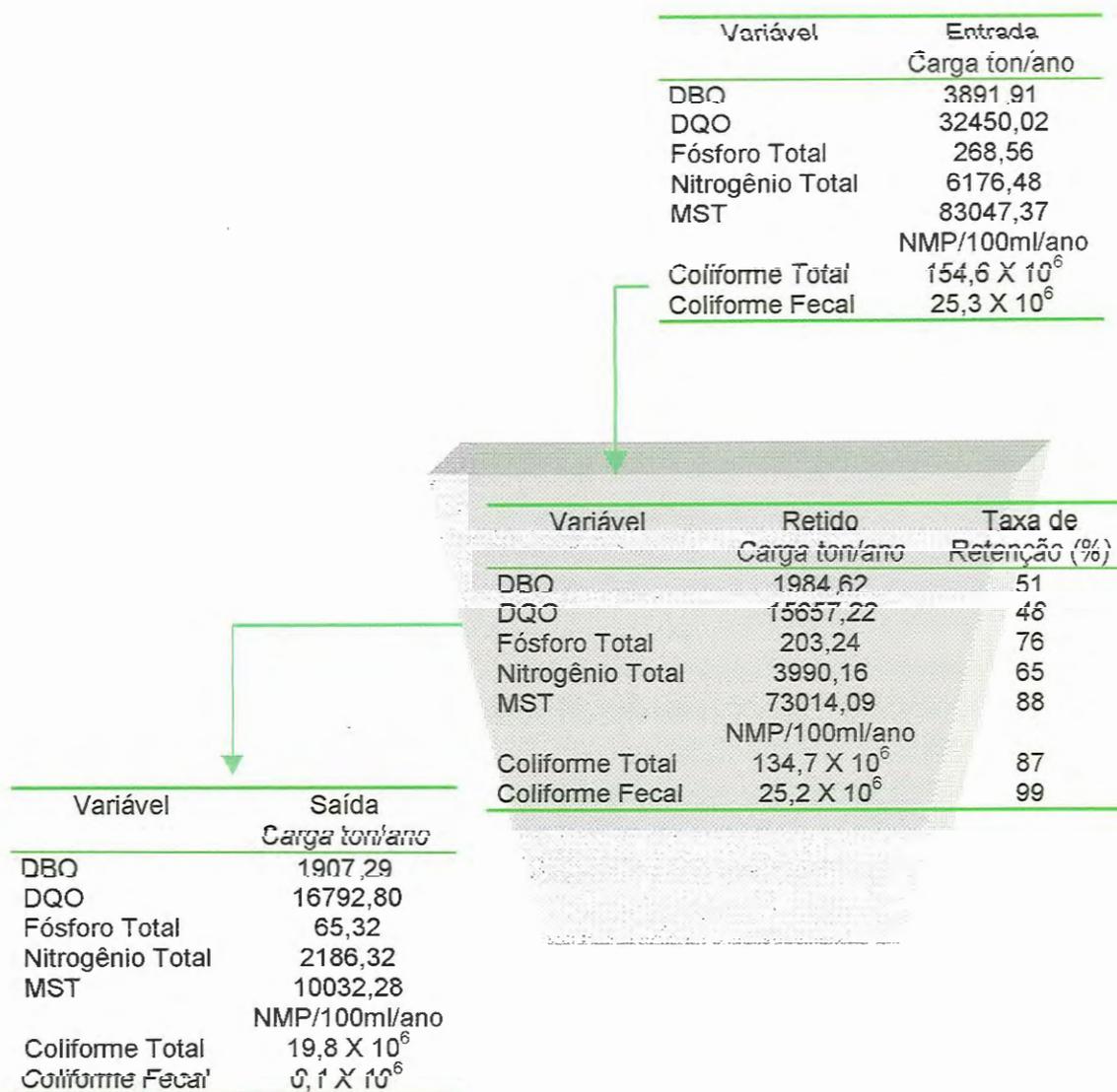


FIGURA16 - Estimativa das cargas de entrada, saída e da taxa de retenção do reservatório, para diferentes variáveis indicadoras de qualidade da água

Em termos ambientais é muito claro que o recurso hídrico é fundamental para a vida no planeta, o que significa dizer em economia que o recurso hídrico representa um ativo ambiental que detém valores expressivos

de uso direto e indireto. Os resultados e discussões apresentadas evidenciaram a degradação da qualidade da água e conseqüente degradação social e os altos custos de recuperação do sistema. Estas evidências indicam que o recurso hídrico não vem sendo manejado de forma adequada, tanto em termos ambientais como econômicos. ←

Para um completo entendimento da questão relativa à degradação dos recursos hídricos, torna-se necessária a interpretação dos mesmos à luz dos conceitos sobre: externalidades, direitos de propriedade, falhas de mercado e bens públicos e seus atributos (MARQUES, 1995).

Um outro caminho é uma análise das trocas de matéria e energia dentro do sistema estudado, esta abordagem é considerado dentro da linha de trabalho da Economia Ecológica.

Esta abordagem abandona as hipóteses do princípio da soberania do consumidor e das preferências individuais, por meio das quais, obtêm-se as preferências da sociedade, para apoiar-se nos esquemas que privilegiam os insumos de energia direta ou indireta, necessários à produção e manutenção, ao longo do tempo, dos serviços ambientais (CONSTANZA, 1989; MARQUEZ, 1995 e ALIER, 1996)

6. CONCLUSÕES

1) O presente trabalho, identificou que o rio Atibaia vem sendo degradado desde os anos setenta. Esse processo ficou evidenciado por meio dos resultados da datação e taxa de sedimentação, que sugerem um forte aumento da taxa de sedimentação a partir da década de setenta. Os valores continuam aumentando e praticamente dobraram dos anos setenta até os dias de hoje. A análise do período 1969 até 1996 de algumas variáveis físicas e químicas também apontaram gradientes crescentes. Os valores mínimos de oxigênio dissolvido para os diferentes anos avaliados estiveram abaixo, ou bem próximos, do limite legal estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86. Isto indica que, em pelo menos 1 mês em todos os anos na última década o rio esteve fora dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA para o rio de Classe 2. Em termos hierárquicos, fica evidente que a degradação da qualidade da água do rio Atibaia e a eutrofização do reservatório de Salto Grande estão relacionado a formação do complexo industrial de Paulínia, que desencadeou o aumento da população na região. A entrada de matéria orgânica no sistema é o principal responsável pelo processo de eutrofização. Aproximadamente 83% desse material é proveniente do esgoto sanitário das cidades a montante e 17% dos efluentes industriais. Essa análise possibilita concluir que o planejamento regional não tem sido adequado para as complexas questões ambientais, econômicas e sociais; existe uma lacuna, entre o monitoramento da qualidade da água e os procedimentos legais para manutenção desta qualidade e total desconsideração com ações preventivas e com o valor econômico de uso e não uso do recursos hídricos.



2) Para o reservatório de Salto Grande, as principais funções de força atuando no processo de qualidade da água, especialmente em relação à estratificação da coluna d'água são: o tempo de residência e operação do reservatório (maior e menor rebaixamento da cota, menor ou maior vazão efluente), entrada de corrente de água mais fria na estação 2, localização de vertedouros, alguns metros abaixo da superfície, e o vento, que mesmo não tão efetivo como em outros sistemas, parece ter sinergia com outros fatores, por exemplo, movimentação de macrófitas de um local para outro, expondo ou impedindo determinadas áreas da incidência direta de luz, além da liberação de material particulado, pelo movimento das macrófitas.

3) Para o gerenciamento de forma sustentável de um reservatório é necessário o estudo de sua estrutura e funcionamento, principalmente uma análise espacial e temporal da qualidade da água e aspectos legais. Dessa forma, ficou evidenciado por meio de diferentes variáveis o processo de eutrofização do ambiente e relacionou os resultados encontrados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86.

No presente trabalho identificou-se que a estação 1 (rio Atibaia) apresentou valores de oxigênio dissolvido inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86 (5 mg.l^{-1}). Noventa por cento das amostras de Coliforme Total obtidas no período em questão, também estiveram acima dos padrões da Resolução. O valor de Alumínio para a estação 2 em dez/96 esteve acima do padrão estabelecido para Classe 2, assim como o mercúrio, nos meses de jun/97 e jul/97. O resultado de transclordano, para a estação 3, em dez/96, foi o mais alto encontrado e também está acima do padrão. Fica estabelecido que a água do rio Atibaia não apresenta qualidade compatível com o padrão da Classe 2, estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86.

4) As concentrações encontradas de nitrato e nitrito foram bastante elevadas, pois se trata de um reservatório hipereutrófico, entretanto os valores estão dentro do padrão que a Resolução CONAMA 20/86 estabelece para rios de classe 2. Pela Resolução, o valor máximo de nitrato é de $10.000 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$. Este

valor é de 10 a 100 vezes maior do que o encontrado e estão muito acima dos registros obtidos nos sistemas aquáticos regionais.

5) As águas do reservatório de Salto Grande, apresentam características, inadequadas em termos de qualidade, estando em desacordo com a Constituição Federal, com a Política Nacional de Meio Ambiente e com a Política Nacional de Recursos Hídricos. Em termos técnico-científicos, ficou estabelecido, que o lançamento de efluentes industriais e esgoto sanitário, é a atividade responsável pelo dano ambiental, configurado na degradação da qualidade de água do rio Atibaia e do reservatório. Estabelecido esta relação, em termos legais, pode-se responsabilizar os infratores sem necessidade de se demonstrar a culpa, baseado na Lei 9605/98, Lei de Crimes Ambientais.

6) O monitoramento da qualidade da água é a principal conexão, entre as questões ambientais e a tomada de decisão no processo de gerenciamento dos recursos hídricos. No presente trabalho, mais de 40 diferentes variáveis foram analisadas, contribuindo para o entendimento dos processos no reservatório. Entretanto, o monitoramento é uma ferramenta que deve ser viável, tanto em termos técnicos como econômicos. Dessa forma, pode-se concluir, que para o sistema estudado, o monitoramento da qualidade da água por meio da temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, fósforo total, material em suspensão e coliformes fecais e a utilização das taxas de retenção e dos coeficientes de autodepuração, é uma forma para acompanhar os principais processos no reservatório, tendo como objetivo principal o gerenciamento da qualidade da água.

7) Frente ao quadro apresentado, pode-se concluir que, a implantação de tratamento do esgoto sanitário e dos efluentes industriais é o primeiro passo no processo de recuperação do sistema. O levantamento dos investimentos envolvidos no tratamento da represa são de suma importância, para a discussão das estratégias de recuperação e manejo deste sistema. Essas estimativas são indicativas e não definitivas e refletem a ordem de grandeza das questões ambientais aqui apresentadas. Para o ano de 1993/95, o

tratamento dos efluentes para o trecho da sub-bacia do rio Atibaia é da ordem de US\$97 milhões, para a construção, e US\$22 milhões, para operação anual. Desses valores, 13% representa o montante das indústrias e 87% dos municípios, tanto para construção como operação. Entretanto, é importante analisar que a indústria contribui também com uma carga inorgânica, na qual estão presentes diferentes produtos químicos que não foram considerados nestes cálculos. Para o ano 2000 os investimentos estão em torno de US\$106 milhões, para construção e US\$24 milhões, para operação anual. A proporção entre indústrias e municípios, em relação à utilização dos recursos, permaneceu praticamente a mesma. O aumento relativo entre os diferentes anos foi de aproximadamente 8%, tanto para construção e operação. Os valores encontrados sugerem os custos de recuperação de um sistema hipereutrófico. O valor total para a recuperação do reservatório foi estimado em aproximadamente US\$9 milhões, e envolve a remoção mecânica das macrófitas e a remoção de uma capa de 0,10 m do sedimento

O objetivo principal do levantamento das estimativas dos custos de tratamento e recuperação do reservatório de Salto Grande é indicar a ordem de grandeza da questão econômica, inserida na questão ambiental. Essa ferramenta, pode servir para discussões a respeito da recuperação da represa, além de, balizar custos de projetos de manejo e preservação de ambientes não impactados em âmbito regional. Os valores aqui apresentados podem oscilar em função do mercado e das técnicas empregadas. Entretanto, a ordem de grandeza indica a importância da abordagem econômica na viabilização de projetos ambientais. Portanto, a importância desses resultados é mostrar como os custos de recuperação de sistemas degradados são extremamente altos e dependentes de recurso humano qualificado. Investimentos inclusive inferiores aos custos apresentados, aplicados para preservação de sistemas similares são de suma importância para a viabilidade ambiental de projetos de desenvolvimento.

8) Ficou estabelecido, um gradiente decrescente de carga orgânica da entrada até a saída do reservatório, corroborando a afirmação de excelente sistema de retenção, executado pelo reservatório e conseqüente melhoria da

qualidade de água. No presente trabalho estimou-se o valor atribuído a esse serviço, que o reservatório presta na melhoria da qualidade da água, que representa um valor de uso indireto. A quantidade retida pelo reservatório corresponde à construção de uma estação de tratamento de esgoto no valor aproximado de US\$7 milhões e com custo operacional anual de US\$1,6 milhões.

9) O gerenciamento dos recursos hídricos parte de princípios legais. A Política Nacional de Recursos Hídricos apresenta aspectos importantes para o gerenciamento. Assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água com padrões adequados e utilização racional e integrada são objetivos desta Lei. A mesma colocação pode ser feita em termos econômicos: o recurso hídrico é um ativo ambiental, um bem comum e detêm uma série variada de serviços, sendo que seu valor tem dois componentes fundamentais, aquele referente ao uso direto e um segundo referente ao uso indireto, inclusive por outras gerações. Estas colocações demarcam a possibilidade de ações direcionadas para viabilizar a sustentabilidade dos recursos.

Frente a complexidade das questões ambientais, econômicas e sociais, considera-se que o gerenciamento, entendido como um processo de mudança, depende de investimentos da ordem de milhões de dólares, equipes multidisciplinares integradas e com uma linguagem coerente e abrangente, e participação do setor empresarial de forma efetiva e contratual. Neste contexto, destaca-se a necessidade da continuidade das pesquisas e de aprofundamentos nos estudos, com a finalidade de dar subsídio técnico e científico para um melhor entendimento do funcionamento dos ecossistemas, seus serviços e ampliar a mensuração dos serviços e danos ambientais.

7. BIBLIOGRAFIA

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1995) - Standard methods for the examination of water and wastewater. Byrd Prepress Springfield, Washington. 1.134 p.

ABAZA, H. (1993). Appraisal Methodology for Sustainable Development Projects. In (Ed.) Munasinghe, M. Environmental Economics and Natural Resource Management in Development Countries. Committee of International Development Institutions on the Environment (CIDIE). World Bank, Washinton, D.C.

ALIER, J. M. (1996) Curso de Economía Ecológica. Instituto Latino Americano de Ecología Social. Material Decente. Red de Formacion Ambiental del PNUMA. Oficina Regional (México D.F.) 62 p.

ARCIFA, M. S. (1972) - Cladoceros planctônicos e aspectos de eutrofização da Represa de Americana no Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. IB, USP, São Paulo. 65 p.

ARCIFA, M. S.; NORTHCOTE, T. G.; FROEHLICH, O. (1986) - Fish - zooplankton interactions and their effects on water quality of a tropical Brazilian reservoir. Hydrobiologia, 139: 49-58.

ARCIFA, M. S.; FROEHLICH, O.; NORTHCOTE, T. G. (1988) - Distribution and feeding ecology of fishes in a tropical Brazilian reservoir. Sociedad de Ciencias Naturales La Salle (Tomo XLVIII): 301-326.

- BARBOSA, F. A. R. (1994). Why a brazilian program on conservation and management of aquatic ecosystems? In workshop: Brazilian programme on conservation and management of inland waters, F. A. R. Barbosa (ed.) Fundação Biodiversidade/Sociedade Brasileira de Limnologia, Belo Horizonte: 13-18.
- BARBOSA, F.; GARCIA, F.C.; MARQUES, M.M.G.S.M & NASCIMENTO, F.A. (1998). Nitrogen and phosphorus balance in a eutrophic reservoir in Minas Gerais: a first approach. **Rev. Brasil. Biol.**, 58(2):233-239.
- BITAR, A. L. (1998) Fluxo de nitrogênio e seu uso por duas macrófitas aquáticas (Eichornia crassipes e Pistia stratiotes), no reservatório de Salto Grande (Americana -SP). Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 97 p
- BOTTURA, G. (1998) A compreensão das formas de relação da população com o meio ambiente: Estudo de caso do reseratório de Salto Grande (Americana -SP). Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 122 p
- BARJAS NEGRI (1985) As políticas de descentralização Industrial e o processo de interiorização em São Paulo: 1970-1985 in TARTÁLIA J.C. e OLIVEIRA O.L. Modernização e Desenvolvimento no Interior de São Paulo. Ed. UNESP. São Paulo. 1988.
- CALHEIROS, D. F. (1993) Ecotoxicologia de compostos organoclorados persistentes em um ecossistema eutrófico: represa de Barra Bonita (Médio Tietê - SP) Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 198 p

- CALIJURI, M. C. (1999). A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita-SP). Tese de Livre Docência, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 211p.
- 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.** 50(4):893-913.
- CARVALHO, M. A. J. de (1975) - A Represa de Americana. São Paulo: Aspectos físico-químicos e a variação das populações de Copepoda Cyclopoida de vida livre. Tese de Doutorado. IB, USP, São Paulo.
- CERQUEIRA, M.B. (1995). Caracterização limnológica e produtividade primária em lagoas de estabilização em São Carlos estado de São Paulo - Brasil. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 121 p
- CLUIS, D.; COUTURE, P.; BEGIN, R. & VISSER, S. A. (1988). Potential eutrophication in rivers; relationship between produced and export loads. Schweiz. Z. Hydrol. 50 (2): 166-81.
- COELHO, M. P. (1993). Análise do processo de assoreamento do reservatório de Americana-SP. Tese de mestrado Curso de Pós Graduação m Geociência/UNESP- Rio Claro.
- COMAR, V. (1994) Análise custo benefício e multicritérios - Considerações. In: Análise Ambiental -estratégias e ações. Sâmia Maria Tauk-Tornisielo. UNESP/Rio Claro.: 304-316.
- CONSORCIO INTERMUNICIPAL PIRACICABA CAPIVARI. (1993). Relatório preliminar sobre a recuperação da qualidade das águas da Represa de Salto Grande-Americana-S.P. Americana.

- CONSTANZA, R. (1989) What is ecological economics? **Ecol. Econ.**, 1:1-7
- COOKE, G. D. & KENNEDY, R. H. (1989) Water quality management for reservoirs and tailwaters. Report 1 In-reservoir water quality management techniques. Department of the Army. Washington, DC. USA
129 p
- COOKE, D. C.; WELCH, E. B.; PETERSON, S.A. & NEWROTH, P. R. (1993). **Restoration and management of lakes and reservoirs.** 2 ed. London, Lewis Publishers, 548p.
- CPFL, 1994. Usina Hidroelétrica do reservatório de Salto Grande. **Relatório,** Americana, São Paulo.
- DEBERDT, A J. (1999). Variação nictimeral de variáveis limnológicas no reservatório de Salto Grande (Americana - SP). Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 96p.
- DEBERDT, G.L.B. (1997). Produção primária e caracterização da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande (Americana - SP) em duas épocas do ano. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 139p.
- DILLON, P. J. & KIRCHENER, W. B. (1975). The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. Water Res. 9: 135-148.
- DIXON, J. A. & SHERMAN, P. B. (1990). Economics of Protected Areas - A New look at benefits and costs. East-West Center. Island Press. Washington, D.C. 234p

- DIXON, J. & HUFSHMIDT, M. (1986). Economic Valuation Techniques for the Environment. A case study workbook. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- DONAIRE, D. (1995). Gestão Ambiental na Empresa. Ed. Atlas. 134p
- ESTEVES F. A (1987) Fundamentos de Limnologia. Editora Interciência/FINEP Ri de Janeiro. 575p
- FROELICH, C. G.; ARCIFA, M. S.; CARVALHO, M. A. J. (1978) - Temperature and oxygen stratification in Americana Reservoir, State of São Paulo, Brazil. Verh. Internat. Verin. Limnol., 20: 1710-1719.
- GIANESELLA-GALVÃO, S. M. (1981) - Produção primária e suas relações com alguns fatores físico-químicos em reservatórios do Estado de São Paulo. Vol. I e II. Tese de Doutorado. IO, USP, São Paulo.
- GOLDMAN, C.R. & HORNE, A. J. (1983) Limnology. McGraw-Hill - New York. 464 p.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAND, M. A. M. (1978) - Methods for chemical and physical analysis of freshwater. IBP Handbook n° 8, Blackwell Scientific Publications, Oxford. 213 p.
- GRASSO, M.; TOGNELLA, M. M. P.; NOVELLI, Y. S. & COMUNE, A. E. (1995) Aplicação de Técnicas de Avaliação Econômica ao Ecossistema Manguezal. In.: MAY, P. H. **Economia Ecológica - Aplicações no Brasil.** Ed. Campus. 179p
- GUAZELLI, M. R. (1992). O problema da poluição sob o ângulo econômico. Ambiente - Revista CETESB de Tecnologia, 6(1): 60-64p.

- HITZHUSEN, F. J. (1993) Land degradation and sustentability of agricultural growth: some economics concepts and evidence from selected developing contries. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v46, p 69
- HUFSCHMIDT, M. M; JAMES, D. E.; MEISTER, A. D.; BOWER, B.T. & DIXON, J.A. (1990). Environment, natural systems, and development: an economic valuation guide. 3 ed. London, Johns Hopkins. 338.
- JORGENSEN, S. E. & JOHNSEN (1990). Principles of environmental sciences and technology. Studies in environmental science 33. Elsevier Company. New York. 627p
- JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A (1995) Tratamento de esgoto doméstico. 3ª Edição - ABES - Rio de Janeiro . 681p.
- KOROLEFF, f. (1976) - Determination of nutrients. In: Grassholff. K. (ed). Methods of seawater analysis. Verlag Chemie Weinheim: 117-181.
- LEITE, M.A. (1998). **Varição espacial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto Grande (Americana-SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema**. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 167 p.
- LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. (1983). **Numerical ecology**. elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, 419 p.
- MACHADO, P. A L. (1999) Direito Ambiental Brasileiro. 7ª edição. Malheiros Editores Ltda. 894 p

- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. (1978) - Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association. Scientific Publication n°36. Titus Wilson & Son Ltd., Kendall. 117p.
- MAIER, M. A (1978) Considerações sobre a características limnológicas de ambientes lóticos. **B. Inst. Pesca** 5 (2): 75-90
- MARGALEF, R. (1986). LIMNOLOGIA. Ed Omega.
- MARKER, F. H.; NUSH, E. A.; RAI, H. & RIEMANN, B. (1980). The measurement of photosintheitil pigments in freshwaters and standartization of methods: conclusions and recommendatons. **Arch. Hidrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.** 14:91-106.
- MARQUES, J. F. (1995) Efeitos da erosão do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental. Tese de Doutorado. FEA/USP. 257 p.
- MARTINS, E. M. & SOUZA, L. C. (1998). Lei da Natureza. Lei de crimes ambientais. Publicação IBAMA. 30p
- MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO E ORÇAMENTO - SECRETARIA DE POLÍTICA URBANA (1994) Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica Acordo de Empréstimo 3.503BR República Federativa do Brasil - Banco Mundial (Convênio nº 272/MBES/SS/94)
- MINOTTI, R. T. (1999). Variação anual da produção primária e estrutura da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Salto Grande (Americana -SP). Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 142 p

- MOTA, S. (1995) Preservação e Conservação de Recursos Hídricos. 2ª ed. ABES 187 p.
- MOTTA, R. S. (1990). Análise de Custo-Benefício do Meio Ambiente. In: (Ed) Margulis, S.: Meio Ambiente Aspectos Técnicos e Econômicos. PNUD/IPEA 238p
- MORAES, A.R. de.(1998). Estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 90p.
- MUNASINGHE, M & McNEELY, J. (1995) Key Concepts and Terminology of Sustainable Development. In.: MUNASINGHE, M & SHEARER W. **Defining and Measuring Sustainability - The Biogeophysical Foundations** The World Bank, Washington, D.C.
- NEGRI, B (1985) As políticas de descentralização Industrial e o processo de interiorização em São Paulo: 1970-1985 in TARTÁLIA J.C. e OLIVEIRA O.L. Modernização e Desenvolvimento no Interior de São Paulo. Ed. UNESP. São Paulo. 1988.
- ODUM, E. P. (1985). **Ecologia**. Ed. Interamericana. 434 p.
- OLIVEIRA, M. D. (1993) Produção primária e estrutura da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo (SP): uma comparação entre fatores ecológicos na represa e nos seus principais tributários. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 167 p

- OLIVEIRA, M. D. & CALIJURI, M. C. (1996) Estimate of the primary production in two lotic systems, based on hourly change of dissolved oxygen - Itaqueri and Lobo rivers (São Paulo State). Anais da Academia Brasileira de Ciência, V. 68 no. 1 p - 103-111.
- PEARCE, D. & TURNER, R. (1986). Economics of Natural Resources Use and the Environment. Baltimore: John Hopkins University Press.
- PEARCE, D. (1974) Environmental Economics. London: Longman.
- PROCHNOW, M. C. R. (1990). Análise Ambiental da Sub-Bacia do Rio Piracicaba: Subsídios ao seu planejamento e manejo. Tese Doutorado Instituto de Geociências e Ciências Exatas UNESP. 330p
- RIOS, L. (1999). Distribuição espaço-temporal do fósforo na represa de Salto Grande - Americana (SP). Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 159 p
- ROCHA, A. A. (1972) - Estudo sobre a fauna bentônica da Represa de Americana no Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. IB, USP. São Paulo. 65 p.
- ROMANINI, P. U. (1989) - Distribuição e ecologia alimentar de peixes no Reservatório de Americana. São Paulo. Vol. I e Vol. II. Tese de Doutorado. IB, USP, São Paulo.
- SCHAFFER, A (1985). Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais. Editora da Universidade. Porto Alegre. 532 p.
- SHIMIZU, G. Y. (1978) - Represa de Americana: aspectos do bentos litoral. Dissertação de Mestrado. IB, USP, São Paulo. 148 p.

- SHIMIZU, G. Y. (1981) - Represa de Americana: um estudo da distribuição batimétrica da fauna bentônica. Tese de Doutorado. IB, USP, São Paulo. 117 p.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G.(1998) Reservoir water quality management. Guidelines of lake management V. 9. Kusatsu: International Lake Environmente Committee Fondation. 229 p.
- STRASKRABA, M. (1973). Limnological basis for modelling reservoir ecosystem. In: ACKERMANN, W.C.; WHITE, G.F.; WORTHINGTON, E.B. (eds.) **Man made lakes: their problems and environment effects**. Geophysical Monographs, 17: American Geophysical Union, Washigton DC:517-535.
- STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. (1960) - A manual of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bel. Can., 125: 1-85.
- STRIXINO, G. (1971) - Ensaio para um estudo ecológico da macrofauna de fundo na Represa de Americana. Dissertação de Mestrado. IB, USP, São Paulo.
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. (1965). Plankton studies in a mangrove II; the standing-stock and some ecological factors. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, 24:23-41.
- THOMANN, R. V. & MÜLLER, J. A (1987) Principles of surface water quality modeling and control. New York: Harper & Row, 644p
- THORNTON, K.W. & KIMMEL, B. L. (1990) Reservoir Limnology: Ecological perspctives. New York Jolin Wiley. 246 p.

- TOGNETTA, M. M. P. (1995) Valoração Econômica: Estudo de caso para o ecossistema manguezal - Bertioga e Cananéia, Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. IO, USP, São Paulo. 106p
- TUNDISI, J. G. & BARBOSA, F. A. R. (1995). Conservation of Aquatic Ecosystems: Present Status and Perspectives. In: *Limnology in Brazil*. 364-371p.
- TUNDISI, J. G. & STRAŠKRABA, M. (1995) - Strategies for building partnerships in the context of river basin management: The role of ecotechnology and ecological engineering. Lakes & Reservoirs: Research and Management, 1: 31-38.
- TUNDISI, J. G. (1994). Tropical South America: Present and perspectives. In: MARGALEF, R. **Limnology Now A Paradigma of Planetary Problems**. Elsevier Science B. V.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & CALIJURI, M. C. (1993) Limnology and management of reservoirs in Brasil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G & DUNCAN, A (eds) **Comparative reservoir limnology and water quality management**. 25-55 p
- TUNDISI, J. G. (1990). Conservation and management of continental aquatic ecosystems in Brazil. In: *Lake conservation and management*, L. Hongliang, Z. Yutian & L. Haisheng (eds) Proc. 4th Internat. Conf. on the conservation and management of lakes "Hangzhou": 572-584 p.
- TUNDISI, J. G. (1985). Represas artificiais: perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos. **Anais do VI Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos**. Vol. 4, São Paulo: 38-59..

TURNER, K. (1991). Economics and Wetland Management. **Ambio** (20) 2: 59-63p

WETZEL, R. G. (1983). **Limnology**. Saunders College, Philadelphia, 762 p.

WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. (1991). **Limnological analyses**. Springer Verlag, New York, 2^o ed, 391 p.

WONNACOTT, P & WONNACOTT, R. (1994) **Economia**. Makron Books do Brasil Ltda. 794p.

8. ANEXO

8.1 Roteiro do vídeo.

Introdução:

Vivemos a vida sem dar a devida importância aos recursos naturais de que mais dependemos: terra, ar e água.

Título:

A Represa de Salto Grande - O desequilíbrio entre desenvolvimento socio-econômico e meio ambiente.

Texto:

Homens e rios estão ligados há milhões de anos. A água sempre foi sinal de vida e têm sido utilizada para diversas finalidades através da história.

A fim de entendermos a relação entre a qualidade da água e os sistemas social e econômico, vamos acompanhar o que aconteceu com o Rio Atibaia e a Represa de Salto Grande em função do desenvolvimento regional.

A Represa de Salto Grande, localizada no município de Americana, estado de São Paulo, começou a ser construída em 1940, entrando em funcionamento em 1950, com a finalidade principal de gerar energia elétrica.

O reservatório é formado pelo represamento do Rio Atibaia, poucas centenas de metros acima do encontro desse rio com o Rio Jaguari, ambos formadores do Rio Piracicaba.

Esta represa vem sendo utilizada de diversas maneiras, é o que chamamos de “usos múltiplos do reservatório”.

Entre estes usos podemos citar: geração de energia elétrica, captação de água para abastecimento doméstico e atividades de recreação e lazer, bem caracterizadas pela presença de casas de veraneio, o late Clube de Campinas, o late Clube de Americana, a Praia dos Namorados e a Praia Azul, antigamente, consideradas como pontos turísticos da região.

Na década de 60 houve o início do processo de industrialização da sub bacia do rio Atibaia, mas foi na década de 70 que ocorreu uma marcante expansão econômica, que passou para a história como o “milagre econômico brasileiro”.

Ainda nos anos 70, iniciou-se a política de dispersão das concentrações industriais e populacionais dos espaços metropolitanos.

A cidade de São Paulo, nesta época, já apresentava problemas sérios de poluição e de infra-estrutura urbana.

Ao contrário do que se desejava, a mudança das concentrações populacionais e industriais para o interior do Estado, atendendo-se à proposta do Governo Federal, acabou causando, na sub bacia do Atibaia, os mesmos problemas que se pretendia solucionar para a metrópole paulistana, acarretando um crescimento

industrial e populacional desordenado e acelerado da região.

Este processo estabeleceu um conflito entre a qualidade da água e o desenvolvimento sócio-econômico.

De um lado, as águas de boa qualidade da sub bacia hidrográfica, sendo utilizada para o abastecimento doméstico, para recreação e para geração de energia elétrica, atraindo investimentos na área de turismo.

De outro lado, o crescimento populacional e industrial desordenado e acelerado gerando impactos sobre os recursos hídricos.

Por exemplo o Polo Industrial de Paulínia, com grande número de indústrias de diferentes ramos, vem lançando diariamente seus efluentes na sub bacia do rio Atibaia.

Outro fator de forte impacto na qualidade da água, que se soma aos despejos industriais são os esgotos domésticos. Só a cidade de Campinas, diariamente, lança 40% do seu esgoto, sem tratamento, nos corpos d'água da sub bacia do rio Atibaia.

Nas últimas década, os efluentes industriais e domésticos contribuíram, decisivamente, para o processo de degradação da qualidade da água, principalmente da Represa de Salto Grande.

Este processo é conhecido como eutrofização artificial e consiste em um enriquecimento acelerado por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio no corpo d'água e no sedimento acarretando uma série de

modificações nas variáveis físicas, químicas e biológicas dos sistemas aquáticos.

Existem duas fontes principais de poluição dos corpos d'água. Aquelas de origem pontual e as de origem dispersa.

As fontes pontuais são os lançamentos de efluentes orgânicos industriais e domésticos, como o esgoto de Campinas e os resíduos do complexo industrial de Paulínia.

As fontes dispersas, ao contrário das pontuais, não apresentam um local fixo de despejo, por exemplo o transporte de partículas de solo e fertilizantes pelas chuvas para o reservatório e rios da sub bacia.

Este fenômeno erosivo é agravado em decorrência da ausência de vegetação natural nas margens dos rios e do reservatório e pela utilização de técnicas agrícolas inadequadas.

A consequência do processo de eutrofização acelerada é o desequilíbrio ecológico, que acarreta profundas mudanças no metabolismo de todo ecossistema.

Estas mudanças podem ser evidenciadas por alguns indicadores importantes, tais como:

- diminuição do teor de oxigênio da água, o que acarreta a morte de peixes;
- liberação de gases tóxicos, decorrentes do processo de decomposição da matéria orgânica no sedimento,

- diminuição da transparência da coluna d'água, devido ao aumento da comunidade de algas microscópicas; e
- diminuição da diversidade dos organismos aquáticos.

Estes indicadores de degradação da qualidade da água representam uma série de problemas que vão atingir diretamente o ser humano, como:

- a perda da função de lazer do reservatório;
- aumento do risco de doenças causadas pelo contato e ingestão de água;
- aumento de algas, que formam uma "nata" esverdeada de odor que lembra a "BHC" e que pode liberar toxinas prejudiciais a saúde dos organismos aquáticos e do próprio ser humano;
- aumento do custo de tratamento da água para o abastecimento,
- diminuição da vida útil do reservatório devido ao processo de assoreamento e
- aumento da quantidade de plantas aquáticas.

O processo de degradação da qualidade da água por sua vez, afeta as questões sociais e econômicas.

Por exemplo, a Praia Azul, considerada como ponto turístico e referencial para toda região, recebia vários ônibus nos fins de semana e feriados, as famílias lotavam os hotéis e restaurantes. Hoje é local de prostituição e marginalismo.

Assim, grandes investimentos, como hotéis e restaurantes, perderam parte do seu valor comercial ou

foram fechados, além da desvalorização geral dos imóveis da região.

Os moradores, que sofreram todas Essas conseqüências estão isolados entre a prostituição e o marginalismo das ruas e a poluição das águas do reservatório.

Através desses fatos percebemos que o desenvolvimento desordenado acarreta impactos provocando mudanças na qualidade da água, que são acompanhadas pela degradação da qualidade de vida.

A inversão na questão meio ambiente e desenvolvimento econômico reside no fato de que, ao mesmo tempo que o desenvolvimento econômico depende dos recursos naturais, ele gera impactos nestes recursos, que não são considerados.

O quadro atual de degradação ambiental da sub bacia do rio Atibaia, está acarretando prejuízos evidentes à condição de vida da população e às atividades econômicas.

Com esta preocupação devemos procurar uma melhor forma de desenvolvimento, utilizando-se dos conhecimentos disponíveis para atingir a sustentabilidade da região, ou seja um desenvolvimento sustentável, que busque o equilíbrio entre desenvolvimento econômico, recursos naturais e bem estar social.

Como então viabilizar esta questão?

Primeiro, através de políticas que visem a qualidade de vida do ser humano.

Segundo, através da Educação Ambiental para todos os segmentos sociais.

E terceiro, através de estudos técnicos-científicos, direcionados para a solução dos problemas de maior urgência social.

A tecnologia necessária para estes fins já existe, bastam estabelecerem-se as parcerias entre os diferentes segmentos da sociedade, impulsionados pela vontade dos nossos dirigentes e principalmente da comunidade.

Não existe qualidade de vida sem qualidade ambiental.

8.2 Tabelas e Gráficos.

TABELA 1A - Profundidades de integração da coluna d'água nas estações de amostragem, nos dias de coleta, no Reservatório de Salto Grande

Estação	Profundidades de integração (m)											
	21/08/96	18/09/96	22/10/96	26/11/96	18/12/96	22/01/97	19/02/97	19/03/97	22/04/97	21/05/97	24/06/97	16/07/97
2 superfície	0 - 3,5	0 - 1,5	0 - 2	0 - 2,5	0 - 2	0 - 1,5	0 - 1,5	0 - 1,5	0 - 1,5	0 - 1,5	0 - 1,5	0 - 1,5
3 superfície	0 - 3,5	0 - 3	0 - 6	0 - 4,5	0 - 6	0 - 8	0 - 5	0 - 4,5	0 - 5,5	0 - 4,5	0 - 4,5	0 - 3,5
3 fundo	6 - 11	3 - 7	6 - 11	4,5 - 11	6 - 10,5	8 - 12	5 - 9,5	4,5 - 9	5,5 - 11	4,5 - 9	4,5 - 10	3,5 - 10
4 superfície	0 - 3	0 - 3	0 - 4	0 - 4,5	0 - 7,5	0 - 4,5	0 - 3,5	0 - 3	0 - 5	0 - 3,5	0 - 4	0 - 4,5
4 fundo	5 - 10	3 - 7	4 - 9	4,5 - 8	*	4,5 - 9	3,5 - 7	3 - 8	5 - 9	3,5 - 8,5	4 - 8	4,5 - 9
5 superfície	0 - 3,5	0 - 3	0 - 4,5	0 - 5	0 - 4	0 - 2	0 - 6	0 - 10	0 - 7	0 - 8	0 - 3	0 - 4
5 fundo	3,5 - 6	3 - 9	*	5 - 8	4 - 5,5	6 - 10	6 - 9	10 - 14	*	*	3 - 5	4 - 7

TABELA 2A - Variação espaço-temporal das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) na estação 2, período de agosto de 1996 a julho de 1997

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	1,93	4,74	3,03	3,09	2,10	3,69	5,11	3,77	1,60	0,62	2,69	0,77
0,5	1,92	4,56	2,87	2,88	2,16	3,85	5,07	3,80	1,72	0,41	2,75	0,77
1,0	1,84	4,74	2,81	2,87	2,24	3,83	5,11	3,71	1,62	0,31	2,67	0,76
1,5	1,75	4,58	2,62	2,78	2,31	3,62	5,18	3,58	1,44	0,28	2,70	0,79
2,0	1,79	4,48	2,49	2,82	2,36		5,12		1,41	0,16	2,69	0,75
2,5	1,84		2,43	2,92	2,31							
3,0	1,78			2,82								
3,5	1,69											
4,0	1,47											

TABELA 3A - Variação espaço-temporal das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) na estação 3, período de agosto de 1996 a julho de 1997

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	9,65	4,75	6,31	6,39	5,12	5,08	4,25	2,25	6,14	5,06	2,93	5,15
0,5	9,28	4,79	6,40	6,24	4,74	4,75	3,98	1,97	6,29	5,04	2,87	5,35
1,0	9,52	4,71	6,11	6,12	4,64	4,35	3,58	1,83	6,02	4,83	2,57	5,38
1,5	9,38	4,66	5,65	5,87	3,83	4,18	3,33	1,77	5,59	4,14	2,46	5,06
2,0	8,89	4,78	5,34	6,33	4,33	4,06	3,44	1,60	5,36	3,78	2,4	4,9
2,5	9,28	4,79	4,65	6,40	4,04	3,97	3,62	1,55	4,59	3,4	2,23	4,92
3,0	7,33	4,65	4,39	5,85	3,93	4,02	3,13	1,54	4,01	3,3	2,32	4,51
3,5	6,21	4,70	3,93	5,48	3,68	3,80	3,36	1,39	3,67	3,14	2,15	2,36
4,0	4,18	4,77	3,75	5,18	3,78	3,47	3,65	1,25	3,41	3,2	2,2	0,85
4,5	2,59	4,32	3,65	4,51	3,80	3,20	3,38	1,45	3,22	2,85	1,28	0,21
5,0	3,12	4,29	3,42	2,89	3,70	3,06	3,14	1,11	3,08	2,02	1,06	0,16
6,0	1,43	2,22	2,02	2,01	2,93	3,03	3,08	0,91	2,31	1,39	0,99	0,15
7,0	0,43	0,58	0,87	1,67	1,88	3,15	2,85	1,00	2,38	0,17	0,86	0,18
8,0	1,06		0,15	1,64	1,54	2,99	3,02	1,18	0,59	0,02	0,36	0,22
9,0	0,72		0,00	1,45	1,47	2,53	3,19	1,44	0,13	0	0,13	0,26
10,0	0,80		0,00	1,18	0,08	1,96	3,22		0,02	0	0	0,32
11,0	0,19		0,00	0,82	0,00	0,74			0,02		0	0,36
12,0	0,01		0,00			0,15						

TABELA 7A - Variação espaço-temporal da temperatura da água (°C) na estação 3, período de agosto de 1996 a julho de 1997

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	19,7	19,8	24,4	23,6	25,5	26,1	25,5	25,3	23,7	22,1	19,3	20,3
0,5	19,6	19,8	24,3	23,6	25,6	26,1	25,3	25,2	23,7	22	19,3	20,3
1,0	19,6	19,8	24,0	23,6	25,6	26,1	25,3	25,1	23,7	22	19,2	20,3
1,5	19,6	19,8	23,8	23,6	25,6	26,1	25,1	25,1	23,6	21,8	19,2	20,3
2,0	19,6	19,8	23,8	23,6	25,6	26,1	25,0	25,1	23,5	21,7	19,2	20,3
2,5	19,5	19,8	23,6	23,6	25,6	26,1	24,9	25,1	23,5	21,7	19,1	20,3
3,0	19,4	19,7	23,6	23,5	25,5	26,1	24,8	25,1	23,5	21,7	19,1	20,3
3,5	19,2	19,7	23,4	23,5	25,5	26,1	24,7	25,1	23,5	21,7	19	20,1
4,0	18,8	19,7	23,4	23,3	25,5	26,0	24,7	25,1	23,4	21,7	19	20
4,5	18,7	19,7	23,3	23,2	25,5	26,0	24,6	25,0	23,4	21,7	18,4	19,8
5,0	18,6	19,7	23,2	23,0	25,5	26,0	24,6	25,0	23,4	21,7	18,2	19,8
6,0	18,4	19,2	23,0	22,8	25,5	25,9	24,5	24,9	23,4	21,7	18,1	19,7
7,0	18,4	18,8	22,8	22,7	25,5	25,9	24,5	24,9	23,3	21,7	18	19,5
8,0	18,3		22,5	22,7	25,4	25,8	24,4	24,9	23,2	21,6	17,9	19,4
9,0	18,3		22,3	22,6	25,4	25,8	24,3	24,9	23,1	21,6	17,8	19,1
10,0	18,2		22,2	22,5	25,3	25,7	24,2		23,1	21,5	17,7	18,8
11,0	18,2		22,2	22,5	25,1	25,7			23,1		17,5	18,5
12,0	18,2		22,1			25,5						

TABELA 9A - Variação espaço-temporal da temperatura da água (°C) na estação 5, período de agosto de 1996 a julho de 1997

Prof. (m)	Ago/96	Set/96	Out/96	Nov/96	Dez/96	Jan/97	Fev/97	Mar/97	Abr/97	Mai/97	Jun/97	Jul/97
0,0	21,2	21,6	26,1	25,7	26,4	26,6	26,6	27,3	24,3	22,1	19,4	20,3
0,5	21,2	21,6	25,2	25,7	26,2	26,6	26,4	26,8	24,0	22,0	19,2	20,3
1,0	21,0	21,5	24,8	25,1	26,0	26,5	26,2	26,5	23,9	21,9	19,0	20,1
1,5	20,6	21,5	24,7	25,0	25,9	26,5	25,9	26,4	23,8	21,8	18,9	20,0
2,0	20,3	21,4	24,4	25,0	25,9	26,4	25,8	26,4	23,7	21,8	18,8	19,9
2,5	20,1	21,4	24,3	25,0	25,9	26,4	25,7	26,4	23,6	21,8	18,7	19,8
3,0	20,1	21,3	24,3	25,0	25,8	26,4	25,6	26,3	23,6	21,8	18,5	19,8
3,5	20,1	21,3	24,2	24,9	25,8	26,3	25,6	26,2	23,5	21,8	18,3	19,7
4,0	19,6	21,2	24,2	24,8	25,8	26,3	25,6	26,2	23,5	21,8	18,1	19,7
4,5	18,9	21,2	24,1	24,8	25,8	26,3	25,6	26,0	23,5	21,8	18,0	19,6
5,0	18,7	21,1	24,0	24,8	25,7	26,2	25,6	26,0	23,5	21,8	18,0	19,6
6,0	18,7	21,0		24,6	25,7	26,2	25,6	25,9	23,4	21,8		19,6
7,0	18,6	20,9		23,9		26,0	25,4	25,9	23,4	21,8		19,5
8,0		20,7		23,5		25,8	25,3	25,9		21,8		19,3
9,0		20,6				25,7	25,3	25,8		21,8		
10,0						25,7		25,7				
11,0								25,5				
12,0								25,3				
13,0								25,2				
14,0								25,2				

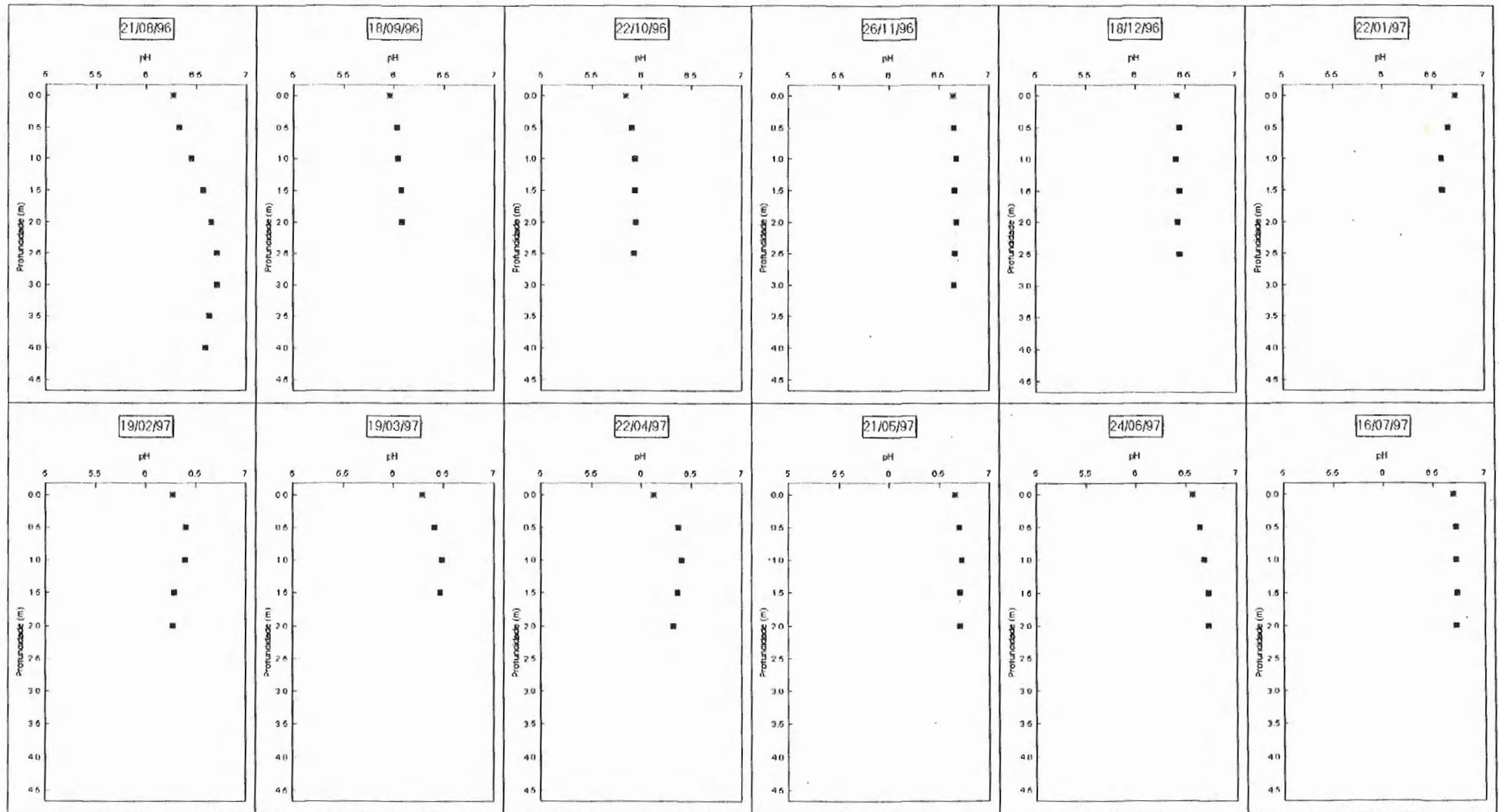


FIGURA 1A - Perfis mensais de pH da água na estação 2, no Reservatório de Salto Grande no período de agosto/96 a julho/97

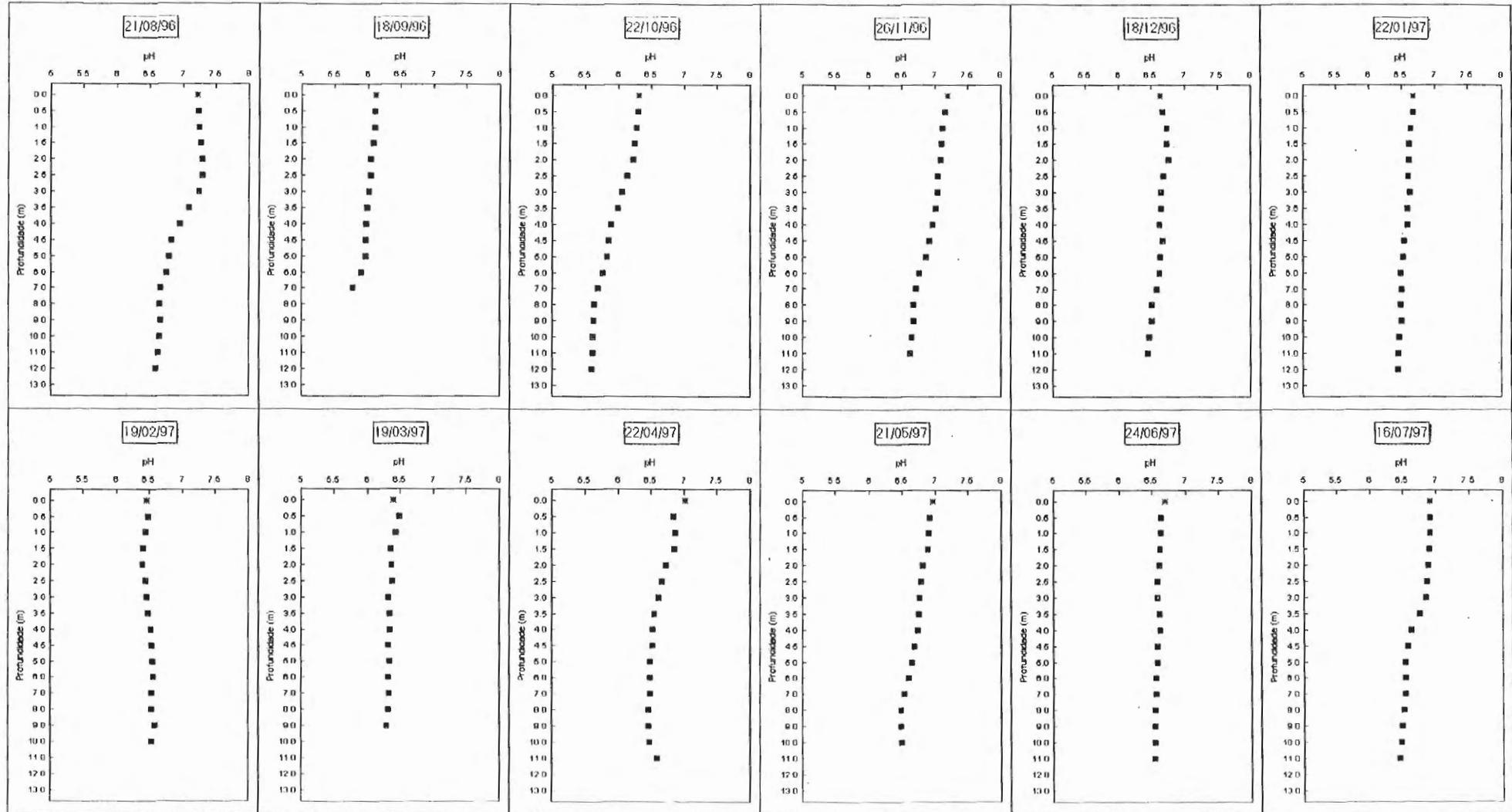


FIGURA 2A - Perfis mensais de pH da água na estação 3, no Reservatório de Salto Grande no período de agosto/96 a julho/97

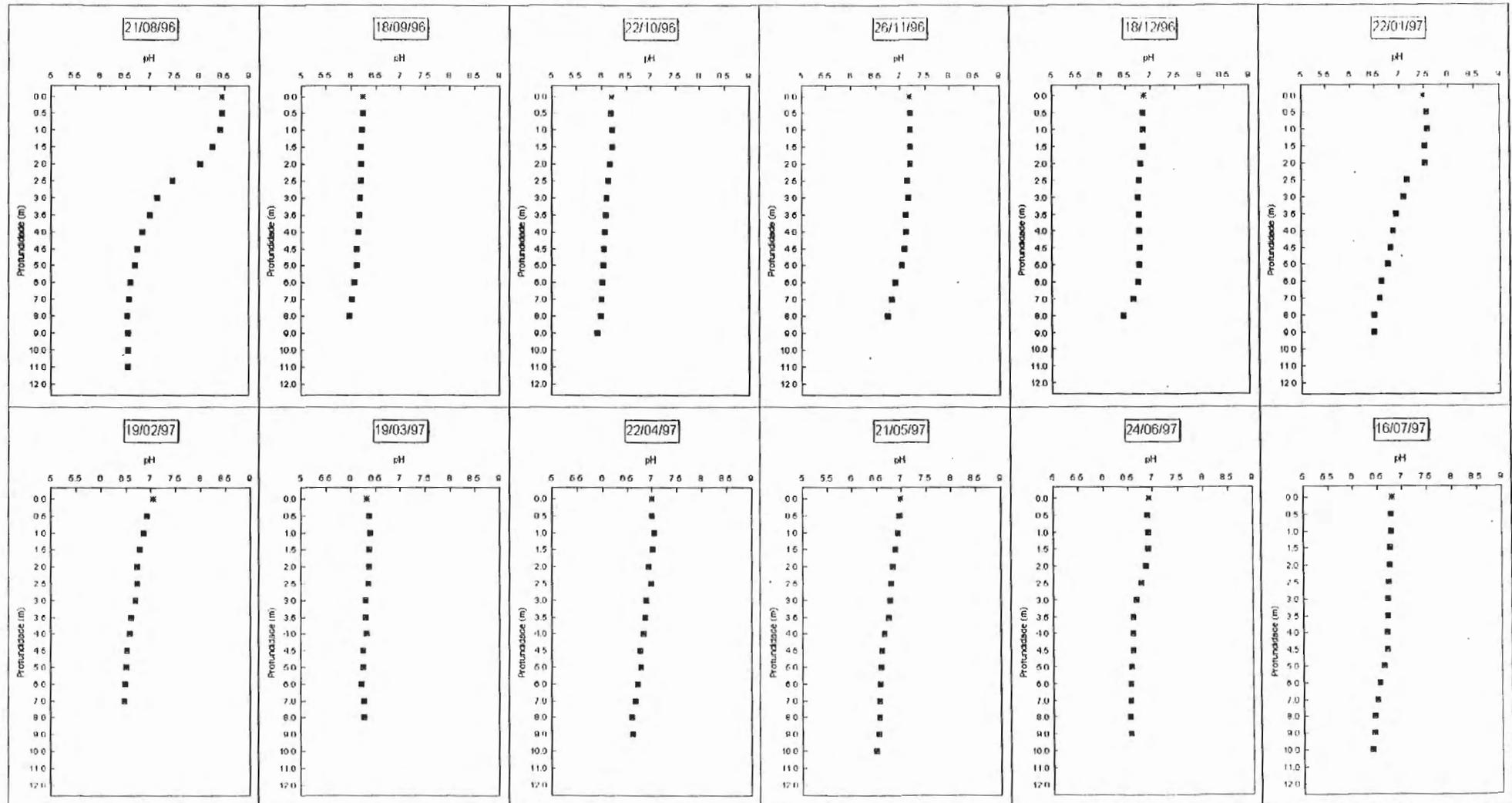


FIGURA 3A - Perfis mensais de pH da água na estação 4 , no Reservatório de Salto Grande no período de agosto/96 a julho/97

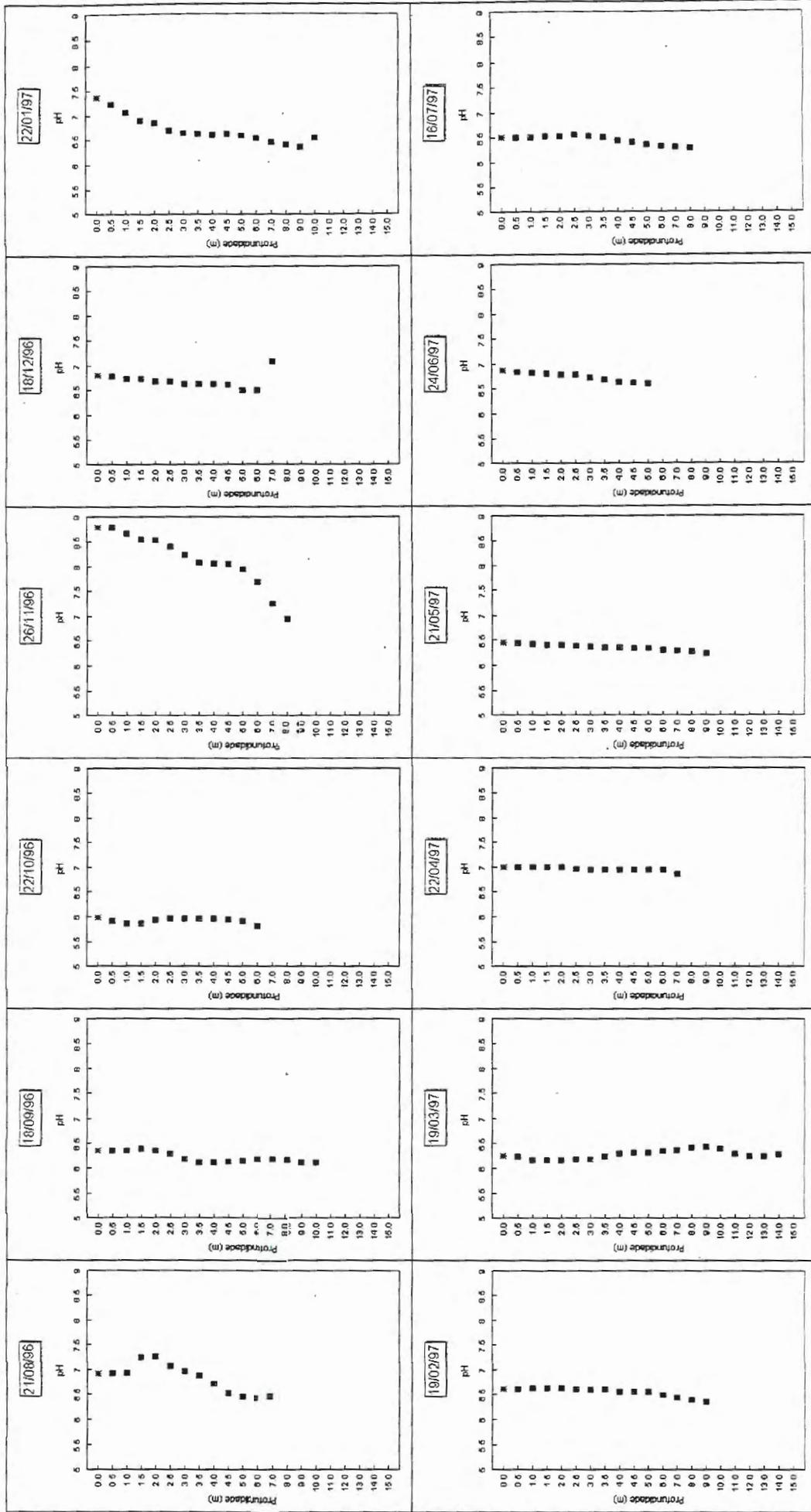


FIGURA 4A - Perfis mensais de pH da água na estação 5, no Reservatório de Salto Grande no período de agosto/96 a julho/97