Campus de São Carlos

QUALIDADE DA ÁGUA NO SISTEMA DE
CAPTAÇÃO E NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ÁGUA FONTE LUMINOSA, ARARAQUARA (SP)

Renata Akemi Takenaka

Orientadora: Profa. Dra. Odete Rocha

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 27.11.02

Ass.: *Renata Akemi Takenaka*

**QUALIDADE DA ÁGUA NO SISTEMA DE
CAPTAÇÃO E NA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA FONTE
LUMINOSA, ARARAQUARA (SP)**

Renata Akemi Takenaka

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADORA: Profa. Dra. Odete Rocha

DEDALUS - Acervo - EESC

31100037132

São Carlos

2002

Class.	TEEE - FESC
Cutt.	5931
Tombo	T012103
Sysno	1295796

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

T126q Takenaka, Renata Akemi
Qualidade da água no sistema de captação e na
estação de tratamento de água Fonte Luminosa,
Araraquara (SP) / Renata Akemi Takenaka. – São Carlos,
2002.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de
São Carlos-Universidade de São Paulo, 2002.
Área: Hidráulica e Saneamento.
Orientador: Prof^a. Dr^a. Odete Rocha.

1. Águas de abastecimento. 2. Testes de toxidade.
3. Ceriodaphnia silvestrii. 4. Fitoplâncton.
I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **RENATA AKEMI TAKENAKA**

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

Prof. Tit. **ODETE ROCHA** (Orientadora)
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO

Prof. Tit. **LUIZ DI BERNARDO**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Dra. **ROSANA MARIA BARBOSA**
(Pesquisadora – Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Aprovada

Profa. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Aos meus pais, Roberto e Sonoe.

Aos meus irmãos, Roberta, Vanessa e Eduardo.

AGRADECIMENTOS

À Profª. Dra. Odete Rocha, pela oportunidade, pela atenção, pelo apoio.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela bolsa concedida.

Ao José Valdecir de Lucca, por tudo, tudo, tudo, especialmente pela amizade.

Aos funcionários do Departamento Autônomo de Água e Esgoto - DAAE, pelas informações e pelo auxílio prestados durante a realização deste trabalho.

À Luci A. Queiroz, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada - CRHEA, por toda a ajuda.

À Graça, à Glória e à Zezé, do Laboratório de Fitoplâncton do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva - DEBE/UFSCar, por toda a ajuda e pelo apoio.

Aos companheiros do Laboratório de Cultivo e Ecotoxicologia do DEBE/UFSCar: Rosana, Ana Cristina, Caio, Sabrina, Mariângela, Katiúscia, Denise, Júlia, Gustavo, por tudo.

A todo o pessoal do DEBE/UFSCar: Paulo, Evandro, Judith, Airton, Sandra, Adriana, Irineu, Dorinha, Zezé, Dani, Ana Lúcia, Roberta, Daniel, Ana Cláudia, Magno, Kátia, Júlia, Cristiano, Edna, Cleusa, pelos papos, pela ajuda, pelo apoio, enfim, pela agradável convivência.

À Pavi e à Sá, por toda a ajuda.

A todos os colegas do Departamento de Hidráulica e Saneamento.

Aos amigos de hoje e sempre, Dani, Suze, Kátia, Van, Val, Ed, Vitor, Rodrigo, Cléber, Ana Maria, Sandra, Daniel, Mário, pelo carinho, pela força e por serem tão especiais!

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
3. REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1. A Ecotoxicologia	5
3.1.1. Testes de toxicidade	5
3.1.2. Organismos-teste	9
3.2. Algas como indicadoras da qualidade da água	12
3.2.1. A importância das algas nas águas de abastecimento	14
4. MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1. Descrição da área de estudo	25
4.2. Pontos de coleta e período de amostragem	26
4.3. Características físicas e químicas	31
4.4. Testes de toxicidade	32
4.4.1. Manutenção e cultivo do organismo-teste <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> ..	32
4.4.2. Testes de sensibilidade com substância de referência	34
4.4.3. Testes de toxicidade aguda	34
4.4.4. Testes de toxicidade crônica	35
4.5. Características biológicas	36
4.5.1. Biomassa fitoplanctônica	36
4.5.2. Comunidade fitoplanctônica	36

5. RESULTADOS	38
5.1. Características físicas e químicas	38
5.1.1. Resultados de campo	38
5.1.2. Silicato	41
5.1.3. Formas nitrogenadas	44
5.1.4. Formas fosfatadas	46
5.1.5. Sólidos suspensos	48
5.1.6. Metais	48
5.2. Testes de toxicidade	60
5.2.1. Testes de sensibilidade	60
5.2.2. Testes de toxicidade aguda	61
5.2.3. Testes de toxicidade crônica	63
5.3. Características biológicas	65
5.3.1. Biomassa fitoplanctônica	65
5.3.2. Comunidade fitoplanctônica	66
6. DISCUSSÃO	70
6.1. Características físicas e químicas	70
6.2. Testes de toxicidade	90
6.3. Comunidade fitoplanctônica	99
7. CONCLUSÕES	108
8. RECOMENDAÇÕES	110
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111
ANEXOS	126

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 - Mapa do município de Araraquara (SP), mostrando a localização deste no Estado de São Paulo e destacando os locais de estudo: (A) represa do Ribeirão das Anhumas, (C) represa do Ribeirão das Cruzes, e (E) estação de tratamento de água Fonte Luminosa 27
- FIGURA 2 - Estação de tratamento de água Fonte Luminosa, Araraquara (SP) 28
- FIGURA 3 - (A) Represa de captação de água do Ribeirão das Cruzes, Araraquara, SP; (B) uma das margens da represa; (C) ponto de coleta, próximo à barragem e à casa de bombas; (D) representação esquemática da represa, destacando o ponto de amostragem (●) 29
- FIGURA 4 - (A) Represa de captação de água do Ribeirão das Anhumas, Araraquara, SP; (B) cultivo de cana-de-açúcar no entorno da represa; (C) tanque de passagem da represa para a casa de bombas, onde foram realizadas as coletas; (D) representação esquemática da represa, destacando o ponto de amostragem (●) 30
- FIGURA 5 - Valores de temperatura (°C) da água registrados (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro) 39
- FIGURA 6 - Valores de visibilidade do disco de Secchi (m) registrados na represa de captação do Ribeirão das Cruzes, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro) 39

- FIGURA 7 - Valores de turbidez (UNT) registrados nas represas de captação (a) 40
Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação
de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa,
Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001
(exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução
CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2, e valor máximo permitido
(VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável
- FIGURA 8 - Valores de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) registrados (a) nas represas de 42
captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e
na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no
período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro)
- FIGURA 9 - Valores de pH registrados (a) nas represas de captação Ribeirão das 42
Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da
ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000
a novembro/2001 (exceto fevereiro)
- FIGURA 10 - Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) registrados (a) nas 43
represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada
(ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara
(SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto
fevereiro).; limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº
20/86 para águas de Classe 2
- FIGURA 11 - Concentrações de silicato (mg/L) para as amostras de água coletadas 43
(a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na
entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa,
Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001
(exceto fevereiro)
- FIGURA 12 - Valores de nitrito, nitrato, amônia e nitrogênio total (N total), em 45
 $\mu\text{g}/\text{L}$, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a)
Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação
de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa,
Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001
(exceto fevereiro)

- FIGURA 13 - Valores fosfato total dissolvido (PTD), fosfato inorgânicos dissolvido (PID), fosfato orgânico dissolvido (POD) e fósforo total (P total), em $\mu\text{g/L}$, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, (b) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro) 47
- FIGURA 14 - Concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV), em mg/L , para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro) 49
- FIGURA 15 - Concentrações do metal cálcio (Ca), em mg/L , para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro) 50
- FIGURA 16 - Concentrações do metal magnésio (Mg), em mg/L , para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro) 50
- FIGURA 17 - Concentrações do metal ferro (Fe), em mg/L , para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável 52

- FIGURA 18 - Concentrações do metal manganês (Mn), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada e (d) na saída da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável 53
- FIGURA 19 - Concentrações do metal níquel (Ni), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada e (d) na saída da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2 54
- FIGURA 20 - Concentrações do metal zinco (Zn), em mg/L, para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável 55
- FIGURA 21 - Concentrações do metal cobre (Cu), em mg/L, para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável 55
- FIGURA 22 - Concentrações do metal cromo (Cr), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável 57

- FIGURA 23 - Concentrações do metal chumbo (Pb), em mg/L, para as amostras de 58
 água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b)
 Anhumas, e (c) na entrada e (d) na saída da ETA-Fonte Luminosa,
 Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001
 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução
 CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2, e valor máximo permitido
 (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável
- FIGURA 24 - Concentrações do metal cobalto (Co), em mg/L, para as amostras de 59
 água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e
 Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte
 Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a
 novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela
 Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2
- FIGURA 25 - Concentrações do metal cádmio (Cd), em mg/L, para as amostras de 59
 água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e
 Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte
 Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a
 novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela
 Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2, e valor
 máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável
- FIGURA 26 - Percentagem de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, 62
 Crustacea) nos testes de toxicidade aguda (48 h) com as amostras de
 água coletadas nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e
 Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte
 Luminosa, Araraquara (SP), no período de janeiro a novembro/2001
 (exceto fevereiro)
- FIGURA 27 - Percentagem de sobrevivência de *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, 64
 Crustacea) nos testes de toxicidade crônica (7 dias) com as amostras
 de água coletadas nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e
 Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte
 Luminosa, Araraquara (SP), no período de março a novembro/2001

- FIGURA 28 - Número total de neonatas produzidas por *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea) durante os testes de toxicidade crônica (7 dias) com as amostras de água coletadas nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de março a novembro/2001 64
- FIGURA 29 - Valores de clorofila-*a* e feofitina (µg/L) para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro) 67
- FIGURA 30 - Abundância relativa (%) da comunidade fitoplanctônica para as amostras coletadas nas represas de captação (a, b) Ribeirão das Cruzes e (c, d) Anhumas, e (e, f) na entrada (após aplicação de cal) e (g, h) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em 13/07/2001 e 22/11/2001 69

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	Odores, gostos e sensações associadas com algas presentes na água	17
TABELA 2 -	Algas que obstruem filtros em estações de tratamento de água	19
TABELA 3 -	Problemas adicionais causados por algas em águas de abastecimento	20
TABELA 4 -	Características e métodos utilizados na análise das amostras de água	31
TABELA 5 -	Valores de CE(I)50;48h em mg/L de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e intervalos de confiança, obtidos nos testes de sensibilidade para <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Cladocera, Crustacea)	60
TABELA 6 -	Resultados dos testes estatísticos para os resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda (48 horas) para <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Cladocera, Crustacea) com as amostras de água coletadas nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de janeiro a novembro/2001 (exceto fevereiro)	62
TABELA 7 -	Resultados dos testes estatísticos para os resultados de sobrevivência e fecundidade obtidos nos testes de toxicidade crônica (7 dias) para <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Cladocera, Crustacea) com as amostras de água coletadas nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de março a novembro/2001	65
TABELA 8 -	Valores de densidade total (ind/mL) da comunidade fitoplânctônica para as amostras coletadas nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas e na entrada (após aplicação de cal) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em 13/07/2001 e 22/11/2001	68

RESUMO

TAKENAKA, R.A. (2002). *Qualidade da água no sistema de captação e na estação de tratamento de água Fonte Luminosa, Araraquara (SP)*. São Carlos, 2002. 174p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O presente trabalho teve como objetivo analisar a qualidade da água das represas de captação do Ribeirão das Anhumas e do Ribeirão das Cruzes, bem como da água tratada da estação de tratamento Fonte Luminosa, no município de Araraquara (SP). Para tanto, foram realizadas análises das características físicas, químicas e biológicas da água, estudo de comunidade fitoplancônica, e testes de toxicidade aguda e crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea). O período de estudo foi de dezembro de 2000 a novembro de 2001. Na água da represa do Ribeirão das Anhumas, a concentração de oxigênio dissolvido foi, em geral, inferior ao limite estabelecido pela legislação para águas naturais. Tanto na água da represa do Ribeirão das Cruzes como em Anhumas, alguns metais apresentaram concentrações superiores ao limite estabelecido pela legislação para águas naturais. Na água tratada, alguns metais também apresentaram concentrações superiores ao limite estabelecido pela legislação para água potável. As águas das represas de captação não causaram toxicidade aguda nem crônica ao organismo-teste. A água da entrada (após aplicação de cal) da estação de tratamento causou efeitos crônicos principalmente sobre a fecundidade do organismo-teste. A água tratada causou toxicidade aguda e crônica ao organismo-teste. As diatomáceas (Bacillariophyceae) foram dominantes na represa do Ribeirão das Cruzes e, principalmente, em Anhumas. As algas Chlorophyceae foram as mais abundantes na água tratada em ambos os períodos estudados.

Palavras-chave: águas de abastecimento; testes de toxicidade; *Ceriodaphnia silvestrii*; fitoplâncton.

ABSTRACT

TAKENAKA, R.A. *Water quality at the Fonte Luminosa water treatment plant, Araraquara (SP)*. São Carlos, 2002. 174p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The present work analysed the water quality of the reservoirs Ribeirão das Cruzes and Ribeirão das Anhumas, used to store and supply water for the Fonte Luminosa water treatment plant, in Araraquara, SP. For that, physical, chemical and biological analyses of water were performed, as well as a study of phytoplankton community. The work also included acute and chronic toxicity testing of the water before and after treatment with the microcrustacean *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea) as a test organism. The period of study was between December/2000 to November/2001. Dissolved oxygen was below the established limit by legislation for natural waters at the Ribeirão das Anhumas reservoir. Some metals in the Ribeirão das Anhumas and Ribeirão das Cruzes reservoirs were over the established limit by legislation for natural waters. Some metals in treated water were also over legislation for potable water. Reservoir waters did not cause neither acute nor chronic toxicity on test organism. Water with lime, from water treatment plant, caused chronic effects on the reproduction of the test organism. Treated water caused acute and chronic toxicity on test organism, with harmful effects on survival and reproduction. Diatoms (Bacillariophyceae) dominated in the phytoplankton of Ribeirão das Cruzes and Ribeirão das Anhumas reservoirs. Chlorophyceae were the most abundant algae in treated water.

Keywords: water supply; toxicity tests; *Ceriodaphnia silvestrii*; phytoplankton.

1. INTRODUÇÃO

O ser humano não se satisfaz apenas com a água que bebe. Ele tem que banhar-se, que lavar suas roupas e utensílios, o chão da casa e do quintal, regar o seu jardim. Há necessidade, ainda, de água para uso público: lavagem de ruas, extinção de incêndios, irrigação de jardins públicos, funcionamento de chafarizes e fontes ornamentais, piscinas, etc. Finalmente, há ainda o uso industrial, empregando água quer como matéria-prima, quer na remoção de impurezas, na geração de vapor, ou na refrigeração de sistemas térmicos. Isso sem falar nos enormes volumes empregados na produção de energia (hidrelétrica ou termelétrica), ou na irrigação de áreas de cultivo (BRANCO, 1999).

A água tem sido tratada como um recurso ilimitado, que é fornecido o mais barato possível e em qualquer quantidade desejada. Se continuar, tal atitude levará a deficiências críticas na quantidade e qualidade da água disponível (CORSON, 1993).

Nas últimas décadas, a humanidade vem se defrontando com toda uma série de problemas globais — ambientais, financeiros, econômicos, sociais e de mercado. Neste quadro, as preocupações com o ambiente, em geral, e com a água, em particular, adquirem especial importância, pois as demandas estão se tornando cada vez maiores, sob o impacto do crescimento acelerado da população e do maior uso da água, imposto pelos padrões de conforto e bem-estar da vida moderna. Entretanto, a qualidade das águas da Terra — rios, lagos naturais e represas — vem sendo degradada de uma maneira alarmante, e esse processo pode logo ser irreversível, sobretudo, nas áreas mais densamente povoadas dos países emergentes, como o Brasil (REBOUÇAS et al., 1999).

As águas utilizadas para abastecimento do consumo humano e de atividades sócio-econômicas são captadas nos rios, lagos, represas e aquíferos subterrâneos.

Essas águas apresentam características de qualidade muito variadas, que dependem das características da bacia hidrográfica, incluindo clima, hidrologia, geologia, pedologia, morfologia, usos e ocupações da terra. Considerando a importância crescente da influência dos fatores antrópicos na qualidade das águas — formas de uso e ocupação do meio físico e das atividades sócio-econômicas —, torna-se necessário distinguir as características naturais daquelas engendradas pela ação do homem (REBOUÇAS, 1999).

Muitas das atividades humanas, como a agrícola, a industrial e a doméstica, geram impactos nos ecossistemas aquáticos por serem estes os recipientes ou coletores da maioria das substâncias tóxicas geradas. As atividades agrícolas causam danos à biota aquática através da introdução de agrotóxicos e nutrientes em excesso, enquanto que as indústrias geralmente são prejudiciais pelo lançamento de quantidades consideráveis de produtos tóxicos persistentes, tais como metais pesados. Todas essas atividades, além de alterarem as comunidades biológicas, afetam a qualidade da água para o consumo humano, irrigação ou recreação (FONSECA, 1997).

Uma das maneiras de se avaliar e detectar possíveis mudanças no corpo receptor, em consequência de um lançamento de substâncias poluidoras, é o estudo de sua biota. A comunidade algal, por exemplo, pode afetar a qualidade sanitária da água: as algas podem excretar substâncias que produzem toxicidade, ou odor ou sabor desagradável, em ecossistemas aquáticos. Além disso, os florescimentos de algas são muitas vezes perigosos para o ambiente, de um ponto de vista ecológico ou sanitário (ROCHA, 1992).

Segundo BRANCO (1999), o verdadeiro potencial de toxicidade de uma água só pode ser estimado, com relativo grau de segurança, através de ensaios realizados com seres vivos. Desse modo, os testes de toxicidade podem ser considerados como uma ferramenta indispensável no controle da poluição hídrica, uma vez que fundamentam-se na utilização de organismos vivos que são diretamente afetados pelos desequilíbrios que eventualmente ocorrem nos ecossistemas aquáticos onde vivem. Além disso, podem complementar as informações fornecidas pelas análises químicas e medidas físicas, que, por si só, não são suficientes para avaliar os efeitos

potenciais na biota aquática. Portanto, os estudos ecotoxicológicos desempenham um importante papel nos programas de monitoramento de qualidade da água, gerando informações sobre o efeito das substâncias tóxicas lançadas nos sistemas aquáticos (ZAGATTO et al., 1985).

Diante disso, além de análises das características físicas e químicas, foram realizados, neste trabalho, testes de toxicidade com um organismo zooplanctônico, bem como o estudo da comunidade fitoplanctônica de águas superficiais para abastecimento público.

2. OBJETIVOS

Os principais objetivos deste trabalho foram:

- a) Analisar a qualidade da água das represas de captação, Ribeirão das Cruzes e Ribeirão das Anhumas, e da estação de tratamento de água Fonte Luminosa, no município de Araraquara (SP), por meio de:
 - análises das características físicas e químicas da água;
 - análise da composição e da densidade do fitoplâncton nos períodos seco e chuvoso;
 - realização de testes de toxicidade aguda e crônica com *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea).
- b) Verificar se as características físicas e químicas da água das represas de captação e da água tratada da ETA-Fonte Luminosa atendem aos padrões estabelecidos pelas legislações vigentes.
- c) Contribuir para o conhecimento das características físicas, químicas e biológicas da água das represas do Ribeirão das Cruzes e Ribeirão das Anhumas.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. A Ecotoxicologia

O monitoramento e o controle da poluição envolvem informações e metodologias desenvolvidas por diversas áreas da ciência, entre elas a Ecotoxicologia.

Desde que o termo Ecotoxicologia foi usado pela primeira vez por TRUHAUT em 1969, esta ciência tem crescido e se desenvolvido para contribuir na avaliação de riscos ambientais (SOLOMON, 2000). A Ecotoxicologia evoluiu como uma ciência independente e multidisciplinar, integrando conhecimentos de muitas outras ciências, como a Química e a Física, a Toxicologia, a Fisiologia, a Ecologia e a Matemática (RAND & PETROCELLI, 1985).

SOARES (1990) define a Ecotoxicologia como a ciência que estuda os efeitos ou influências de agentes químicos tóxicos ou potencialmente tóxicos ao indivíduo e suas consequências na estrutura e funcionamento das populações, comunidades e ecossistemas.

Os testes de toxicidade, principal instrumento da Ecotoxicologia, são importantes ferramentas para o monitoramento ambiental (VISWANATHAN et al., 1988).

3.1.1. Testes de toxicidade

Segundo BRANCO (1999), é importante considerarmos o significado real e relativo de "substância tóxica". Já no fim da Idade Média, o alquimista e médico Paracelso chamava a atenção para o fato de que veneno e alimento podem ser a

mesma coisa e que o efeito mórbido depende da quantidade ingerida ou acumulada. Quando ele fala na quantidade de veneno capaz de causar um estado mórbido, está se referindo à "dose". No caso da água, entretanto, é importante considerarmos a "concentração".

A toxicidade é, portanto, uma função da concentração da substância química e da duração da exposição (RAND & PETROCELLI, 1985). A "toxicidade" de uma água, ou seja, a sua capacidade de provocar estados mórbidos, nem sempre depende da presença de uma única espécie química, mas sim da interação de diferentes espécies e condições físicas e químicas, da qual podem resultar atenuações ou, ao contrário, sinergismos, reduzindo ou acentuando os efeitos tóxicos individuais (BRANCO, 1999).

Um teste de toxicidade aquática é um procedimento no qual as respostas dos organismos são usadas para detectar ou medir a presença ou efeito de uma ou mais substâncias, resíduos ou fatores ambientais, isoladamente ou em combinação. São necessários para avaliar a poluição de um corpo d'água, já que análises das características físicas e químicas sozinhas, não são suficientes para avaliar os efeitos potenciais à biota aquática e, conseqüentemente, estabelecer procedimentos para protegê-la (GOLDSTEIN et al., 1983).

Os primeiros testes de toxicidade realizados consistiam na exposição de um número limitado de espécies a substâncias químicas ou efluentes, em períodos de tempo que variavam de poucos minutos a várias horas e, ocasionalmente, de 2 a 4 dias, sendo que os procedimentos não eram padronizados. O primeiro procedimento padronizado foi publicado por DOUDOROFF em 1951¹, e foi posteriormente incluído no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Atualmente, existem vários métodos padronizados de testes de toxicidade para inúmeras espécies marinhas e de água doce, planctônicas ou bentônicas, incluindo algas, invertebrados, peixes (ADAMS, 1995).

Os testes de toxicidade podem ser realizados *in situ* ou em laboratório. Os ensaios em laboratório são favorecidos porque as condições experimentais podem ser

¹ DOUDOROFF, P. et al. (1951). Bio-assay methods for the evaluation of acute toxicity of industrial wastes to fish. *Sewage and Industrial Wastes*, v.23, n.11, p.1380-97.

controladas e as respostas dos organismos-teste podem ser melhor observadas. Por outro lado, os ensaios *in situ* representam a real condição do ambiente a qual os organismos estão expostos (CONNELL & MILLER, 1984).

Para o monitoramento de um corpo receptor, os testes de toxicidade mais utilizados em laboratório são os agudos e os crônicos.

O objetivo principal dos testes de toxicidade aguda é medir os efeitos dos agentes tóxicos nos organismos aquáticos durante um curto período de exposição, sob condições controladas. Os organismos geralmente são expostos aos agentes tóxicos por um período de 24 a 96 horas, e os efeitos mais freqüentemente observados são a letalidade ou a imobilidade. Os testes de toxicidade aguda são utilizados em monitoramento de rotina quanto ao padrão ou qualidade de efluentes, ou como testes exploratórios (American Public Health Association - APHA; American Water Works Association - AWWA; Water Environmental Federation - WEF, 1995).

Nos testes de toxicidade crônica, os organismos são expostos aos agentes tóxicos por um período significativo do ciclo de vida. Avalia-se os efeitos da substância tóxica em doses sub-letais na reprodução e no crescimento, e podem ser incluídos também efeitos comportamentais, bioquímicos e fisiológicos (ADAMS, 1995). As exposições podem variar de sete dias a vários meses, dependendo do ciclo de vida do organismo estudado (APHA/AWWA/WEF, 1995).

Os testes de toxicidade têm sido cada vez mais usados nos programas de monitoramento ambiental, visto que esses ensaios têm por finalidade avaliar os efeitos das interações dos componentes físicos e químicos presentes nas águas superficiais ou efluentes, à biota aquática (ZAGATTO, 2000).

A decisão por um programa de testes de toxicidade aquática vem corrigir as limitações encontradas nas análises químicas de compostos, cujas concentrações, às vezes, são menores que os limites de detecção dos métodos analíticos. Além disso, fornecem informações adicionais sobre o perigo potencial dos efeitos de uma substância tóxica aos organismos aquáticos, tais como carcinogênese, mutagênese, teratogênese, desordens comportamentais, efeitos fisiológicos cumulativos, antagonísticos ou sinérgicos (BAUDO, 1987).

Apenas no final da década de 1970, com a implantação do Laboratório de Bioensaios da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), São Paulo, é que os testes de toxicidade com organismos aquáticos foram mais difundidos no Brasil. Nessa época, houve a implementação de normas tendo por base os trabalhos desenvolvidos em instituições internacionais de controle ambiental como: Environment Canada, United States Environmental Protection Agency, Association Française de la Qualité d'eau, American Public Health Organization (DAMATO² apud FONSECA, 1997). No entanto, o uso de testes de toxicidade ainda não foi oficializado no Brasil (BRANCO, 1999).

No Estado de São Paulo, testes de toxicidade têm sido realizados pela CETESB para avaliar a qualidade das águas de diferentes regiões, bem como fornecer parâmetros em relação aos padrões de emissão de substâncias tóxicas geradas pelas indústrias e lançadas nos corpos receptores (FONSECA, 1997).

Assim, desde 1992, a companhia introduziu os testes de toxicidade em alguns pontos considerados prioritários da rede de monitoramento para o abastecimento público, bem como para a preservação da biota, visando uma melhor avaliação da qualidade da água (CETESB, 1998).

MELETTI (1997) realizou um trabalho de avaliação da qualidade da água e do sedimento na bacia do Rio Piracicaba por meio de testes de toxicidade aguda com peixes. A bacia abastece 42 municípios e seus rios recebem efluentes industriais e domésticos. Segundo o autor, os testes de toxicidade aguda e as análises químicas indicaram condições críticas da qualidade da água em alguns pontos.

FONSECA (1997) também avaliou a qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba por meio de testes de toxicidade aguda e crônica com amostras de água e sedimento de sete locais de captação de água para abastecimento público das principais cidades da bacia. Os testes foram realizados com os microcrustáceos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii* e com o quironomídeo *Chironomus xanthus*, e também indicaram toxicidade em alguns pontos.

² DAMATO, M. (1997). *Estudo da influência do nível de tratamento de efluentes de refinaria de petróleo na sua toxicidade, empregando diferentes espécies indicadoras*. São Paulo. 614p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

BOHRER et al. (2000) avaliaram a qualidade da água das bacias dos rios Mogi-Guaçu e Pardo nos pontos de captação de água para abastecimento de 13 municípios. Para a realização do biomonitoramento, foram feitos testes de toxicidade aguda e crônica com os cladóceros *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, além da alga clorofícea *Selenastrum capricornutum*. A água do ponto de captação da Mina da Encosta, pertencente à bacia hidrográfica do rio Pardo, ocasionou efeitos tóxicos agudos. Os pontos de captação localizados na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu não apresentaram toxicidade para os organismos testados. Segundo os autores, esses resultados evidenciam que a maioria dos corpos d'água estudados não apresenta contaminação.

3.1.2. Organismos-teste

De acordo com ELDER³ (apud FONSECA, 1997), a característica mais importante no que se refere à escolha de um procedimento de um teste de toxicidade é justamente a seleção da espécie que deverá ser utilizada como indicadora dos efeitos dos contaminantes, pois a resposta desse teste com um pequeno grupo de organismos, geralmente é usada para representar uma comunidade inteira.

Portanto, para a escolha de organismos visando a realização de testes de toxicidade em condições de laboratório, vários critérios poderão ser adotados, tais como:

- sensibilidade: o organismo deverá responder a uma ampla variedade de contaminantes, em concentrações que podem ser encontradas no ambiente natural;
- fácil manutenção em laboratório: o organismo deverá ser adaptável às condições de cultivo em laboratório;
- reprodutibilidade dos resultados: a repetição dos experimentos deverá fornecer resultados uniformes, com limites de erros aceitáveis;

³ ELDER, J.F. (1990). *Applicability of ambient toxicity testing to national or regional water-quality assessment*. U.S. Geological Survey Circular: 1049, Denver.

- relevância: o organismo deverá ter significado ecológico ou econômico, devido à sua abundância, importância econômica ou importância na cadeia alimentar;
- ciclo de vida de curta duração: esta característica facilita o tempo de duração do teste; além de facilitar a obtenção de informações sobre o ciclo de vida.

Alguns dos organismos-teste mais utilizados, de acordo com ADAMS (1995), são peixes (*Pimephales promelas*), microcústáceos (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*), anfípodas (*Hyalella azteca*), larvas de insetos (*Chironomus* sp), algas verdes (*Selenastrum capricornutum*) e algas marinhas (*Skeletonema costatum*).

Segundo PERSOONE & JANSSEN (1993), os cladóceros, e mais particularmente os dafinídeos, têm emergido (por razões de praticidade bem como de sensibilidade) como o grupo chave para testes ecotoxicológicos padronizados. Esses organismos, os mais utilizados em testes de toxicidade, são amplamente distribuídos em corpos de água doce e estão presentes em grande variedade de habitats. Apresentam um ciclo de vida curto (sendo facilmente cultiváveis em laboratório), requerem volumes pequenos de água para teste e pouco espaço por seu pequeno tamanho, constituem um importante elo em muitas cadeias alimentares e uma significativa fonte de alimento para peixes, além de serem sensíveis a uma larga extensão de contaminantes.

Os cladóceros são filtradores de partículas em suspensão (algas, bactérias, protozoários e detritos orgânicos) (HEBERT, 1978). A reprodução ocorre predominantemente por partenogênese, enquanto as condições são favoráveis. A reprodução sexuada ocorre geralmente quando são submetidos a condições ambientais desfavoráveis, como no caso de redução da temperatura, temperaturas muito elevadas, seca, superpopulação e carência de alimento disponível (FREY & HANN⁴ apud BOHRER, 1995). Nestas situações, ocorre a produção de ovos de resistência, os efípios.

⁴ FREY, D.G.; HANN, B.J. (1985). Growth in cladoceran. In: WENNER, A.M., ed. *Factors in adult growth (Crustacean Issues 3)*. Rotterdam, A.A. Balkema. p.316-333.

Os cladóceros *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* são amplamente utilizados pela CETESB na avaliação da toxicidade aguda e crônica de efluentes industriais e amostras de águas superficiais (FONSECA, 1997).

FONSECA (1991) destaca que poucas espécies de organismos nativos têm sido utilizadas em testes de toxicidade no Brasil. Este fato deve-se, em parte, à maior facilidade na interpretação dos resultados, quando se utilizam espécies com respostas já padronizadas e, em parte, à possibilidade de estabelecer comparações com estudos já feitos em diferentes países utilizando-se as mesmas espécies, e também às dificuldades decorrentes da ausência de estudos minuciosos sobre a biologia e a ecologia de espécies nativas que possam ser utilizadas como organismos-teste.

Diante disso, a autora estudou o ciclo de vida de *Ceriodaphnia silvestrii*, uma espécie autóctone de ampla distribuição no país, visando obter informações necessárias para adequar o cultivo desta espécie em laboratório com intuito de utilizá-la em testes de toxicidade.

Ceriodaphnia silvestrii (Crustacea, Daphnidae) foi originalmente descrita por DADAY (1902) a partir do material coletado pelo Dr. Fillipo Silvestri na Patagônia durante 1899-1900. Segundo a descrição de OLIVIER (1962), a espécie apresenta corpo globoso, quase esférico terminando em um curto espinho agudo, cabeça relativamente pequena e separada do corpo por um acentuado sinus cervical (FONSECA, 1991).

FONSECA (1991) cultivou *Ceriodaphnia silvestrii* a temperatura de $25 \pm 2^\circ\text{C}$, e utilizou como alimento a alga clorofícea *Monoraphidium dibowski* numa concentração de 10^5 céls/mL. Para as condições experimentais, a espécie atingiu 1,0 mm de comprimento do corpo, taxa de fecundidade de $9,46 \pm 4,17$ ovos/fêmea e longevidade média de $29,8 \pm 5,89$ dias. Este foi o primeiro estudo experimental realizado com essa espécie. Segundo a autora, a espécie mostrou-se de fácil manutenção em laboratório. Desde então, *Ceriodaphnia silvestrii* tem sido utilizada como organismo-teste em estudos ecotoxicológicos.

FONSECA utilizou *Ceriodaphnia silvestrii* na avaliação da toxicidade de efluentes de indústria têxtil e de destilaria de açúcar e álcool em 1991, e na avaliação da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba em 1997, conforme citado

anteriormente. A autora considerou a espécie um bom organismo-teste para ambientes de água doce no Brasil.

OLIVEIRA-NETO (2000) avaliou a toxicidade aguda e crônica dos metais pesados chumbo, cromo e cádmio para *Ceriodaphnia silvestrii*. Os dados obtidos pelo autor demonstraram a adequabilidade desta espécie como organismo-teste, com valores de sensibilidade próximos aos descritos para organismos similares padronizados em outras regiões, boa repetibilidade de resultados nos testes, além da facilidade de cultivo em laboratório.

COSTA & ESPÍNDOLA (2000) fizeram um estudo de avaliação da qualidade da água e do sedimento dos principais tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior, SP) por meio de análises limnológicas e ensaios de toxicidade crônica, utilizando os cladóceros *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* como organismos-teste.

RIETZLER & LOPES (2000), visando complementar informações para o monitoramento da bacia da Pampulha, com uma abordagem ecotoxicológica, realizaram ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* e de toxicidade crônica com *C. dubia* e *C. silvestrii*, com amostras de água e sedimento.

No presente trabalho, também se utilizou o microcrustáceo *Ceriodaphnia silvestrii* para a realização dos testes de toxicidade.

3.2. Algas como indicadoras da qualidade da água

Antigamente, o uso de organismos aquáticos (algas e invertebrados) para monitorar rios tinha menor importância se comparado às características físicas e químicas, especialmente no que diz respeito às algas. Contudo, há, agora, uma tendência para um crescente uso de algas nos estudos de monitoramento (HÜRLIMANN, 1991).

FRIEDRICH (1991) afirma que o uso do fitoplâncton é comum e amplamente difundido em monitoramento de lagos e reservatórios, especialmente em relação à produção de água potável.

De acordo com TRAINOR (1984), há anos tem havido uma série de propostas apontando que uma ou mais algas poderiam ser usadas como organismos indicadores da qualidade da água.

PALMER⁵ (apud ROCHA, 1992) demonstrou que grupos de algas poderiam ser usados como indicadores de água limpa ou de água poluída. O autor sugeriu essa classificação simplificada das algas para ser usada por aqueles que trabalham em estações de tratamento de água e em programas de rotina para controle da poluição. Um grande número de professores, estudantes e pesquisadores se familiarizaram com essa série muito útil de pranchas coloridas publicadas por PALMER, que se tornou hoje parte integrante do Standard Methods (TRAINOR, 1984).

Segundo ROCHA (1992), no Brasil, o uso de algas como indicadoras de poluição começou no fim do século XIX. Apesar de serem baseados em dados empíricos e qualitativos, esses trabalhos são extremamente importantes; eles são o único registro dos estudos efetuados em numerosas bacias, reservatórios e fontes de água para abastecimento. Deve-se notar que, naquela época, havia falta de infraestrutura apropriada, de pessoal especializado e de estratégias políticas para causas ambientais. Mesmo assim, havia algum desenvolvimento de pesquisa acadêmica em sistemática e taxonomia, embora não correlacionasse organismos com o fenômeno de poluição da água.

As primeiras observações sobre a composição da biota aquática, especialmente o fitoplâncton, e sobre as características físicas e químicas da água, foram feitas no Brasil por um pesquisador francês, Henri Charles Potel, que trabalhou na antiga Repartição de Águas e Esgotos de São Paulo - RAE, entre 1907 e 1910. Ele escreveu uma série de relatórios sobre a qualidade sanitária das águas nas áreas de captação da Cantareira e Cabuçu. Esses relatórios permaneceram não

⁵ PALMER, C.M. (1959). *Algae in water supplies*. U.S. Department of Health, Education and Welfare, Public Health Science, Cincinnati.

publicados por um longo período, até serem traduzidos e publicados por BRANCO em 1964⁶ (ROCHA, 1992).

Muitos outros levantamentos foram efetuados em pequenos lagos artificiais. Os mais importantes foram aqueles conduzidos por BRANCO (1957)⁷ e PALMER (1960)⁸, e o monitoramento feito pela CETESB (a companhia para controle da poluição no Estado de São Paulo) e SABESP (a companhia responsável pela água e tratamento e disposição de águas residuárias em São Paulo) (ROCHA, 1992).

3.2.1. A importância das algas nas águas de abastecimento

A crescente eutrofização artificial que vem sendo observada em vários ecossistemas aquáticos brasileiros tem produzido mudanças na qualidade da água, incluindo: a redução de oxigênio dissolvido, perda das qualidades cênicas, aumento do custo de tratamento, morte extensiva de peixes e aumento de incidências de florações de microalgas e cianobactérias. Essas florações se caracterizam pelo intenso crescimento desses microrganismos na superfície da água, com conseqüências relacionadas à saúde pública (AZEVEDO, 2000).

Segundo AZEVEDO (2001), até recentemente, a relação feita entre a degradação dos mananciais e a saúde pública se restringia à verificação de maior incidência de doenças de veiculação hídrica (diferentes tipos de parasitoses, cólera e outras doenças diarreicas de origem bacteriana, principalmente).

BRANCO (1986) destaca que não apenas os microrganismos patogênicos necessitam de controle em águas destinadas ao abastecimento público; igualmente, muitas espécies de microrganismos aquáticos, de vida livre, devem ser combatidas a fim de não prejudicarem as características de potabilidade. Essa interferência pode

⁶ BRANCO, S.M. (1964). Henri Charles Potel e a biologia das águas de São Paulo. *Rev. DAE*, 24, p.26-28.

⁷ BRANCO, S.M. (1957). *Resultados dos testes biológicos preliminares referentes à proliferação de algas nos tanques da Cantareira, São Paulo*. DAE/Divisão de tratamento. /Datilografado/

⁸ PALMER, C.M. (1960). Algas e o suprimento das águas na área de São Paulo. *Rev. DAE*, 37, p.11-15.

ser: direta, graças a substâncias com propriedades organolépticas ou mesmo tóxicas que podem ser liberadas na água, ou ainda ao aumento de turbidez produzido pela sua presença em grande número; ou indireta, através de dificuldades que causam ao sistema de tratamento, prejudicando mecanicamente a filtração ou quimicamente a coagulação e a decantação de material sedimentável.

O florescimento de algas, decorrente do aumento da concentração de nutrientes no manancial, pode ter os seguintes efeitos diretos na qualidade da água: (a) aumento da matéria orgânica particulada (fitoplâncton, zooplâncton, bactérias, protozoários, fungos, detritos); (b) aumento de substâncias orgânicas dissolvidas que podem conferir sabor e odor à água, ser precursores da formação de compostos organoclorados, incrementar a cor da água, servir de substrato para o crescimento de bactérias na estação de tratamento e no sistema de distribuição e contribuir para aumentar a corrosão; (c) aumento do pH e de suas flutuações diárias; (d) diminuição do teor de oxigênio próximo ao sedimento, podendo ocorrer liberação de sulfeto de hidrogênio, amônia, ferro, manganês, fósforo, etc. (DI BERNARDO, 1995).

Essas alterações de qualidade da água podem apresentar efeitos diretos ou indiretos na operação da estação de tratamento, dos sistemas de reservação e distribuição, e nos custos com produtos químicos, tais como: (a) os efeitos na coagulação incluem aumento de coagulante e de alcalinizante para ajuste do pH de coagulação; (b) os flocos formados resultam leves, tendo-se que empregar polímero como auxiliar de floculação para evitar a flotação dos mesmos; (c) diminuição da eficiência da remoção dos flocos na decantação, com aumento da turbidez e do número de partículas na água decantada; (d) obstrução do meio filtrante, redução da duração da carreira de filtração e aumento do consumo de água para lavagem; (e) aumento do consumo de cloro devido à presença de matéria orgânica e amônia, diminuição da eficiência da desinfecção e potencialidade de formação de compostos organoclorados prejudiciais ao ser humano; (f) possibilidade de crescimento de bactérias no sistema de distribuição devido ao aumento de matéria orgânica que serve de substrato, ocorrência de problemas com sabor e odor, e aumento da deposição de ferro e manganês nas tubulações (DI BERNARDO, 1995).

Finalmente, os efeitos aos consumidores estão associados à presença de compostos potencialmente tóxicos e carcinogênicos, de sabor e odor, danos a roupas e aparelhos sanitários, problemas de corrosão de tubulações, além de custos adicionais em tratamentos específicos (DI BERNARDO, 1995).

De acordo com BRANCO (1986), a mais completa e didática publicação sobre a importância das algas em águas destinadas ao abastecimento público ainda é o pequeno livro de autoria de PALMER, publicado em 1959, conforme citado anteriormente. Nesse livro, são estudadas as principais ocorrências de importância sanitária relacionadas com algas, tais como: sabor e odor; entupimento de filtros de areia; algas indicadoras de poluição; algas indicadoras de águas limpas; algas que cobrem a superfície de reservatórios, dificultando a penetração de luz e causando demanda de oxigênio quando entram em decomposição; algas que se fixam às paredes de reservatórios; formação de lodo; produção de cor na água; corrosão de estruturas de ferro e concreto; algas tóxicas, etc.

As Tabelas 1, 2 e 3, mostradas a seguir, apresentam exemplos de algas que podem conferir odor e sabor à água, obstruir filtros, bem como causar outros problemas em águas de abastecimento.

TABELA 1 - Odores, gostos e sensações associadas com algas presentes na água

Grupo	Gênero	Odor quando as algas são:		Gosto	Sensação
		Moderadas	Abundantes		
CYANOPHYTA	<i>Anabaena</i>	capim, nastúrcio, bolor	séptico		
	<i>Anabaenopsis</i>		capim		
	<i>Anacystis</i>	capim		séptico	doce
	<i>Aphanizomenon</i>	capim, nastúrcio, bolor	séptico	doce	seco
	<i>Cylindrospermum</i>	capim	séptico		
	<i>Gloeocapsa</i>	capim	séptico	doce	
	<i>Gloeotrichia</i>		capim		
	<i>Gomphosphaeria</i>	capim	capim	doce	
	<i>Microcystis</i>	capim	séptico	doce	
	<i>Nostoc</i>	bolor	séptico		
	<i>Oscillatoria</i>	capim	bolor, picante		
	<i>Rivularia</i>	capim	bolor		
CHLOROPHYTA	<i>Actinastrum</i>		capim, bolor		
	<i>Chara</i>	gambá, alho	deteriorado, alho		
	<i>Chlamydomonas</i>	bolor, capim	peixe, séptico	doce	viscoso
	<i>Chlorella</i>		bolor		
	<i>Cladophora</i>		séptico		
	<i>Closterium</i>		capim		
	<i>Cosmarium</i>		capim		
	<i>Dictyosphaerium</i>	capim, nastúrcio	peixe		
	<i>Gloeocystis</i>		séptico		
	<i>Hydrodictyon</i>		séptico		
	<i>Nitella</i>	capim	capim, séptico	amargo	
	<i>Pediastrum</i>		capim		
	<i>Scenedesmus</i>		capim		
	<i>Spirogyra</i>		capim		
	<i>Staurastrum</i>		capim		
	<i>Tribonema</i>		peixe		
	<i>Ulothrix</i>		capim		
	<i>Volvox</i>	peixe	peixe		

TABELA 1 - Odores, gostos e sensações associadas com algas presentes na água (Continuação)

Grupo	Gênero	Odor quando as algas são:		Gosto	Sensação
		Moderadas	Abundantes		
CHRYSOPHYTA	<i>Asterionella</i>	gerânio, picante	peixe		
	<i>Cyclotella</i>	gerânio	peixe		
	<i>Diatoma</i>		aromático		
	<i>Dinobryon</i>	violeta	peixe		viscoso
	<i>Fragilaria</i>	gerânio	bolor		
	<i>Mallomonas</i>	violeta	peixe		
	<i>Melosira</i>	gerânio	bolor		viscoso
	<i>Meridion</i>		picante		
	<i>Pleurosigma</i>		peixe		
	<i>Stephanodiscus</i>	gerânio	peixe		viscoso
	<i>Synedra</i>	capim	bolor		viscoso
	<i>Synura</i>	pepino, picante	peixe	amargo	seco, metálico e viscoso
	<i>Tabellaria</i>	gerânio	peixe		
EUGLENOPHYTA	<i>Euglena</i>		peixe	doce	
PYRROPHYTA	<i>Ceratium</i>	peixe	séptico	amargo	
	<i>Glenodinium</i>		peixe		viscoso
	<i>Peridinium</i>	pepino	peixe		
CRYPTOPHYTA	<i>Cryptomonas</i>	violeta	violeta	doce	

Fonte: PALMER (1962)

TABELA 2 - Algas que obstruem filtros em estações de tratamento de água

GRUPOS E ALGAS	
ALGAS AZUIS (CYANOPHYTA)	CHRYSTOPHYTA
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Asterionella formosa</i>
<i>Anacystis dimidiata</i> (<i>Chroococcus turgidus</i>)	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	<i>Cymbella ventricosa</i>
<i>Oscillatoria amphibia</i>	<i>Diatoma vulgare</i>
<i>Oscillatoria chalybea</i>	<i>Dinobryon sertularia</i>
<i>Oscillatoria ornata</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i>
<i>Oscillatoria princeps</i>	<i>Melosira granulata</i>
<i>Oscillatoria pseudogeminata</i>	<i>Melosira varians</i>
<i>Oscillatoria rubescens</i>	<i>Navicula graciloides</i>
<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Navicula lanceolata</i>
<i>Rivularia dura</i>	<i>Nitzschia palea</i>
	<i>Stephanodiscus binderanus</i>
ALGAS VERDES E VERDE-AMARELAS (não móveis, CHLOROPHYTA)	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	<i>Synedra acus</i>
	<i>Synedra acus</i> var. <i>radians</i> (<i>S. delicatissima</i>)
<i>Cladophora aegagrophila</i>	<i>Synedra pulchella</i>
<i>Closterium moniliferum</i>	<i>Tabellaria fenestrata</i>
<i>Dichotomosiphon tuberosus</i>	<i>Tabellaria flocculosa</i>
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	
<i>Mougeotia sphaerocarpa</i>	DINOFLAGELADOS (PYRROPHYTA)
<i>Palmella mucosa</i>	<i>Peridinium wisconsinense</i>
<i>Spirogyra porticalis</i>	
<i>Tribonema bombycinum</i>	
<i>Ulothrix variabilis</i>	EUGLENOPHYTA
<i>Zygnema insigne</i>	<i>Trachelomonas aebea</i>

Fonte: PALMER (1962)

TABELA 3 - Problemas adicionais causados por algas em águas de abastecimento

PROBLEMAS E ALGAS	
ALGAS QUE PRODUZEM SECREÇÃO VISCOSA	ALGAS QUE CONFEREM COLORAÇÃO À ÁGUA
<i>Anacystis (Aphanocapsa, Gloeocapsa)</i>	<i>Anacystis</i>
<i>Batrachospermum</i>	<i>Ceratium</i>
<i>Chaetophora</i>	<i>Chlamydomonas</i>
<i>Cymbella</i>	<i>Chlorella</i>
<i>Euglena sanguinea</i> var. <i>furcata</i>	<i>Cosmarium</i>
<i>Gloeotrichia</i>	<i>Euglena orientalis</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>Euglena rubra</i>
<i>Oscillatoria</i>	<i>Euglena sanguinea</i>
<i>Palmella</i>	<i>Oscillatoria prolifica</i>
<i>Phormidium</i>	<i>Oscillatoria rubescens</i>
<i>Spirogyra</i>	
<i>Tetraspora</i>	ALGAS QUE DIMINUEM A DUREZA DA ÁGUA
	<i>Anabaena</i>
ALGAS QUE INTERFEREM NA COAGULAÇÃO	<i>Aphanizomenon</i>
<i>Anabaena</i>	<i>Cosmarium</i>
<i>Asterionella</i>	<i>Scenedesmus</i>
<i>Euglena</i>	<i>Synedra</i>
<i>Gomphosphaeria</i>	
<i>Synedra</i>	ALGAS QUE CAUSAM CORROSÃO NO CONCRETO
ALGA QUE CAUSA CORROSÃO DO AÇO	<i>Anacystis (Chroococcus)</i>
<i>Oscillatoria</i>	<i>Chaetophora</i>
	<i>Diatoma</i>
ALGAS PARASITAS	<i>Euglena</i>
<i>Oodinium limneticum</i>	<i>Phormidium</i>
<i>Oodinium ocellatum</i>	<i>Phytoconis (Protococcus)</i>

TABELA 3 - Problemas adicionais causados por algas em águas de abastecimento
(Continuação)

PROBLEMAS E ALGAS	
ALGAS TÓXICAS DE ÁGUA DOCE	ALGAS PERSISTENTES NO SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO
<i>Anabaena</i>	
<i>Anabaena circinalis</i>	<i>Anacystis</i>
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Asterionella</i>
<i>Anabaena lemmermanni</i>	<i>Chlorella</i>
<i>Anacystis (Microcystis)</i>	<i>Chlorococcum</i>
<i>Anacystis cyanea (Microcystis aeruginosa)</i>	<i>Closterium</i>
<i>Anacystis cyanea (Microcystis flos-aquae)</i>	<i>Coelastrum</i>
<i>Anacystis cyanea (Microcystis toxica)</i>	<i>Cosmarium</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Cyclotella</i>
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	<i>Dinobryon</i>
<i>Gloeotrichia pisetum</i>	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>
<i>Gomphosphaeria lacustris (Coelosphaerium kuetzingianum)</i>	<i>Epithemia</i>
<i>Lyngbya contorta</i>	<i>Euglena</i>
<i>Nodularia spumigena</i>	<i>Gomphosphaeria aponina</i>
<i>Rivularia fluitans</i>	<i>Scenedesmus</i>
	<i>Synedra</i>

Fonte: PALMER (1962)

Os principais problemas causados por algas em águas de abastecimento são a produção de sabor e odor desagradáveis e, especialmente, de toxinas, visto que são problemas relacionados à saúde pública.

PERSSON (1996) faz uma revisão da literatura sobre cianobactérias e odores. Segundo o autor, os odores em águas de abastecimento têm sido objeto de estudo científico desde meados dos anos 1850, e aqueles de peixe desde o começo do século 20. Estudos anteriores já chamavam a atenção para cianobactérias como fontes de vários sabores e odores. A identificação química dos compostos causadores tem sido possível desde os anos 1960. Cerca de 50 linhagens de cianobactéria, notadamente *Oscillatoria* spp., *Lyngbya* spp. e algumas *Anabaena* spp., têm-se mostrado capazes de produzir compostos com odor de terra ou mofo, geosmina e/ou 2-metilisoborneol (MIB). Estes compostos têm sido identificados em águas naturais no mundo todo, como, por exemplo, nos Estados Unidos (BURLINGAME et al., 1986; IZAGUIRRE & TAYLOR, 1998) e no Japão (MATSUMOTO & DEGUCHI, 1987).

No Brasil, segundo BEYRUTH et al. (1992), o reservatório da cidade de Americana (SP) tem, por muitos anos, apresentado florações de várias espécies de *Anabaena*, que causam forte cheiro do pesticida BHC (1,2,3,4,5,6-hexacloro-ciclohexano).

Os mesmos autores citam, ainda, que, de setembro de 1990 a janeiro de 1991, ocorreu uma floração de *Anabaena solitaria* na represa de Guarapiranga, causando um forte cheiro de BHC na água fornecida à população. Durante esse período, médicos associaram numerosos casos de gastroenterites e dermatites com a qualidade da água fornecida.

AZEVEDO (2000) alerta que está se tornando cada vez mais freqüente a ocorrência de florações tóxicas, sendo que cerca de 50% de todas as florações testadas em diferentes países mostram-se tóxicas. Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações podem produzir toxinas. As espécies tóxicas mais comuns, de acordo com VIEIRA et al. (2000), pertencem aos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nostoc*, *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*.

As toxinas de cianobactérias geralmente são classificadas em quatro categorias: neurotoxinas, hepatotoxinas, citotoxinas e endotoxinas (AZEVEDO, 2000).

Além das cianobactérias, apenas os dinoflagelados *Peridinium polonicum* (CARMICHAEL⁹ apud BEYRUTH et al., 1992) e *P. volzii* (MARGALEF, 1983) são mencionados como tóxicos em ambientes de água doce.

De acordo com MOORE¹⁰ (apud BEYRUTH et al., 1992), a primeira referência à toxicidade algal foi feita por FRANCIS em 1878; este autor menciona a ocorrência de floração da cianobactéria *Nodularia spumigera* em lagos no sul da Austrália.

Florações tóxicas têm sido documentadas na Europa (HEYNIG, 1986; BERG et al., 1987; VASCONCELOS, 1994), EUA, Canadá, Austrália (FALCONER, 1991; BOWLING, 1994), Índia, Japão, Israel, África do Sul, Argentina (SCARAFIA, 1995) e outros países.

Segundo AZEVEDO (2000), no Brasil, os estudos têm confirmado a ocorrência de linhagens tóxicas de cianobactérias em reservatórios de abastecimento público, lagos artificiais, lagoas salobras e rios dos Estados de SP, RJ, MG, PR, BA, PE e do DF. Os efeitos ecológicos e para a saúde humana decorrentes da presença dessas toxinas, em ambientes aquáticos já estudados, estão principalmente relacionados com a diminuição e/ou modificação da diversidade de espécies aquáticas, bioacumulação dessas toxinas por alguns organismos aquáticos, com possível transferência dentro da cadeia trófica, intoxicação dos animais aquáticos e intoxicação humana.

CARVALHO (2002) relata que, no Estado de São Paulo, o florescimento de algas vem aumentando drasticamente, causando danos ao ecossistema aquático, bem como problemas para as estações de tratamento de água e usuários dos reservatórios. A CETESB tem atendido diversas emergências decorrentes deste processo, sendo as extensas mortandades de peixes as mais críticas, onde mais de 50% estão

⁹ CARMICHAEL, W.W. (1988). Toxins of freshwater algae. In: TU, A.T., ed. *Handbook of natural toxins*. New York, Marcel Dekker Inc., v.3, p.121-147.

¹⁰ MOORE, R.E. (1977). Toxins from blue-green algae. *BioScience*, 27, p.797-802.

relacionadas às algas, seja por depleção de oxigênio, entupimentos de brânquias ou presença de toxinas na água. São comuns os casos de reclamações de odores desagradáveis na água relacionados à presença das algas, tanto por frequentadores dos reservatórios como por consumidores, que reclamam do gosto e odor da água distribuída. Outro problema bastante grave é dos hospitais ou centros de hemodiálise, que têm associado alteração dos sintomas dos pacientes com a qualidade da água utilizada. Os registros de florações no Estado de São Paulo, nos últimos anos, mostram a presença de diferentes espécies, pertencentes a diferentes grupos de algas. No entanto, florações de cianobactérias são as mais comuns. Os reservatórios Billings e Guarapiranga, localizados na região metropolitana de São Paulo, são exemplos dessa problemática.

Florações tóxicas também foram registradas em outros Estados do Brasil, como, por exemplo, Rio Grande do Sul (WERNER et al., 2000), Pará (VIEIRA et al., 2000), Minas Gerais (JARDIM, 2002).

Com a confirmação de que a intoxicação por microcistinas causou a morte de 60 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise em uma clínica na cidade de Caruaru (PE), em 1996, as autoridades de saúde pública brasileiras passaram a considerar a presença de florações de cianobactérias, em reservatórios de abastecimento público, como um novo fator de risco que merecia uma atenção especial (AZEVEDO, 2001).

Diante disso, foi realizada uma revisão da Portaria n.º 36/MS/90, que definia as normas e os padrões de potabilidade da água para consumo no Brasil, resultando numa nova portaria: a Portaria n.º 1.469, de 29/12/2000, que contempla o monitoramento da ocorrência de cianobactérias e de cianotoxinas, tanto na água bruta do manancial utilizado para captação de água, como na água tratada para consumo (AZEVEDO, 2001).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Descrição da área de estudo

O município de Araraquara (SP) está localizado entre os paralelos 48°00'-48°15' longitude Oeste e 21°40'-21°55' latitude Sul (Figura 1). Tem uma população de mais de 180.000 habitantes e cerca de 260 indústrias, sendo as maiores as produtoras de derivados de cana-de-açúcar e de laranja. Estas demandam a aplicação de grandes quantidades de fertilizantes e defensivos agrícolas, podendo comprometer, dessa maneira, a qualidade dos mananciais pelo aporte de elementos tóxicos e/ou nutrientes, via escoamento superficial (TAUK, 1989).

A área urbana do município de Araraquara (SP) está distribuída em duas bacias hidrográficas principais: a do Ribeirão das Cruzes e a do Ribeirão do Ouro. Estes dois ribeirões são afluentes do Rio Jacaré-Guaçu, que por sua vez deságua no Rio Tietê, fazendo parte da bacia hidrográfica do Rio Paraná (HANAI, 1997).

A captação, o tratamento e o abastecimento de água e o esgotamento em Araraquara (SP) são de responsabilidade do Departamento Autônomo de Água e Esgoto - DAAE. O sistema atual de abastecimento de água utiliza aproximadamente 50% de águas superficiais e 50% de águas subterrâneas. Possui duas estações de tratamento (Fonte Luminosa e Águas do Paiol), três unidades de captação de água superficial, onze poços profundos espalhados pela cidade, que captam águas subterrâneas, e trinta reservatórios que abastecem toda a população. A ETA-Águas do Paiol é abastecida pelo Córrego do Paiol e a ETA-Fonte Luminosa (Figura 2), pelo Ribeirão das Cruzes e pelo Ribeirão das Anhumas.

O Ribeirão das Anhumas tem a nascente no município de Araraquara e a foz no município de Rincão, com uma extensão total de 35 km, e está inserido na bacia do rio Mogi-Guaçu.

As represas de captação, Cruzes ($21^{\circ}45'26,5''\text{S}$ e $48^{\circ}10'40,7''\text{O}$; a 647 m de altitude) e Anhumas ($21^{\circ}45'59''\text{S}$ e $48^{\circ}02'55''\text{O}$; a 863 m de altitude), localizam-se a 1,6 km e a 13,0 km da ETA-Fonte Luminosa ($21^{\circ}46'11,6''\text{S}$ e $48^{\circ}10'08,2''\text{O}$; a 709 m de altitude), respectivamente (Figura 1). A área onde está localizada a represa de captação do Ribeirão das Anhumas apresenta-se rodeada por extensa plantação de cana-de-açúcar, como mostra a Figura 4B.

O processo de tratamento de água nas duas estações envolve as seguintes etapas: coagulação e floculação, decantação, filtração, cloração e fluoração. Aplica-se cal na água bruta, no canal de entrada da ETA. O coagulante utilizado é o cloreto férrico. Na filtração, a ETA utiliza filtros rápidos descendentes de antracito e areia. Na desinfecção da água filtrada da ETA, utiliza-se o cloro gasoso.

4.2. Pontos de coleta e período de amostragem

Foram determinados 4 pontos de coleta:

- ETA-E: na entrada (após a aplicação de cal) da ETA-Fonte Luminosa (não foi possível coletar a água bruta);
- ETA-S: na saída (após o processo de tratamento) da ETA-Fonte Luminosa;
- Cruzes: próximo à barragem e à casa de bombas, na represa do Ribeirão das Cruzes (Figura 3);
- Anhumas: no tanque de passagem de água da represa do Ribeirão das Anhumas para a casa de bombas (Figura 4).

As coletas das amostras de água foram realizadas mensalmente, durante um ano, de dezembro de 2000 a novembro de 2001 (com exceção do mês de fevereiro, quando não foi possível a realização da coleta).

FIGURA 2 - Estação de tratamento de água Fonte Luminosa, Araraquara (SP).

FIGURA 3 - (A) Represa do Ribeirão das Cruzes, Araraquara, SP; (B) uma das margens da represa; (C) local de coleta das amostras de água, próximo à barragem e à casa de bombas; (D) representação esquemática da represa, destacando-se o ponto de amostragem (●).

FIGURA 4 - (A) Represa do Ribeirão das Anhumas, Araraquara, SP; (B) cultivo de cana-de-açúcar no entorno da represa; (C) tanque de passagem de água da represa para a casa de bombas, onde foram realizadas as coletas; (D) representação esquemática da represa, destacando-se o ponto de amostragem (*).

4.3. Características físicas e químicas

As características e os métodos utilizados para a análise das amostras de água estão relacionadas na Tabela 4.

TABELA 4 - Características e métodos utilizados na análise das amostras de água

Características	Unidade	Material/Método	Autor
pH	–	Horiba U-10	–
temperatura	°C	Horiba U-10	–
condutividade	µS/cm	Horiba U-10	–
oxigênio dissolvido	mg/L	Horiba U-10	–
transparência da água*	m	disco de Secchi	–
sólidos suspensos	mg/L	técnica gravimétrica	TEIXEIRA et al., 1965
nitrito	µg/L	espectrofotometricamente	GOLTERMAN et al., 1978
nitrato	µg/L	espectrofotometricamente	MACKERETH et al., 1978
amônia	µg/L	espectrofotometricamente	KOROLEFF, 1976
nitrogênio total	µg/L	espectrofotometricamente	VALDERRAMA, 1981
fosfato total dissolvido	µg/L	espectrofotometricamente	STRICKLAND & PARSONS, 1960
fosfato inorgânico dissolvido	µg/L	espectrofotometricamente	STRICKLAND & PARSONS, 1960
fósforo total	µg/L	espectrofotometricamente	VALDERRAMA, 1981
silicato	mg/L	espectrofotometricamente	GOLTERMAN et al., 1978
metais	mg/L	espectrofotometria de absorção atômica	APHA/AWWA/WEF, 1995

* medida apenas na represa do Ribeirão das Cruzes

A determinação das concentrações de metais seguiu a metodologia da digestão com ácido nítrico concentrado, descrita no Standard Methods (APHA/AWWA/WEF, 1995). Após a coleta, as amostras de água foram preservadas com ácido nítrico concentrado (1,5 mL de HNO₃ por 1000 mL de amostra) e conservadas em geladeira. Para a digestão, um volume de 500 mL das amostras de água foi colocado em béqueres, adicionando-se 5 mL de HNO₃ concentrado, e evaporado em placa aquecedora, em capela, até sua redução a 20 mL, tomando-se o cuidado de não deixar que as amostras secassem. Depois de frio, este líquido foi transferido para um balão volumétrico de volume igual ao utilizado na digestão, completando-se o volume com água destilada, e colocou-se em frascos plásticos, onde ficaram armazenados para posterior leitura em espectrofotometria de absorção atômica, no Laboratório de Limnologia do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA/EESC/USP).

4.4. Testes de toxicidade

4.4.1. Manutenção e cultivo do organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera)

Os espécimes de *Ceriodaphnia silvestrii* foram coletados nos tanques de cultivo de plâncton do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva (DEBE) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), e vêm sendo mantidos no Laboratório de Cultivo e Ecotoxicologia do DEBE/UFSCar de acordo com os procedimentos básicos descritos em IBAMA (1990), com algumas modificações.

Os organismos foram mantidos em béquer de 2 litros, em incubadora com temperatura controlada na faixa de 25±1,0°C e fotoperíodo de 12/12 horas (claro/escuro). A água de manutenção foi preparada misturando-se 1 parte da água dos tanques de cultivo de plâncton do DEBE/UFSCar (filtrada em rede de plâncton com malha de 53 µm), com 6 partes de água destilada. A água deveria apresentar dureza de 40 a 48 mg/L de CaCO₃, pH de 7,2 a 7,6 e condutividade próxima a 160 µS/cm. O acerto da dureza foi feito com as soluções 1 e 2 (descritas abaixo), sendo

que para cada miligrama de dureza a ser aumentado foi acrescentado 0,5 mL da solução 1 e 0,25 mL da solução 2 por litro de água. A medida da dureza da água foi feita por titulação com solução de EDTA, de acordo com o procedimento descrito em GOLTERMAN et al. (1978). O pH foi ajustado, quando necessário, com HCl 1,0 N ou NaOH 1,0 N.

As soluções 1 e 2 foram preparadas da seguinte maneira:

Solução 1: sulfato de cálcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 1,5 g

água destilada 1000 mL

Solução 2: cloreto de potássio (KCl) 0,2 g

bicarbonato de sódio (NaHCO_3) 4,8 g

sulfato de magnésio ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 6,1 g

água destilada 1000 mL

As trocas da água de manutenção das culturas foram realizadas três vezes por semana, com auxílio de pipetas de ponta larga para não danificar os organismos, mantendo-se cerca de 70 indivíduos por béquer, a fim de se evitar qualquer interferência causada por superpopulação.

Os organismos foram alimentados diariamente com uma suspensão de alga e de leveduras. A alga utilizada foi a clorofícea *Selenastrum capricornutum*, em fase exponencial de crescimento, cultivada em meio CHU-12, sob iluminação direta e aeração constante. A fim de eliminar possíveis nutrientes do meio não aproveitados pela alga ou seus metabólitos, o sobrenadante foi descartado, após decantação em geladeira, e ressuspendeu-se o precipitado com água de manutenção das culturas. O número de células da suspensão algácea foi determinado por meio de contagem em Câmara de Neubauer, sob microscópio óptico. A partir desse dado, calculou-se o volume a ser adicionado às culturas de *C. silvestrii*, para que a concentração de alga fornecida fosse de 1×10^5 céls/mL. Quanto às leveduras, foi utilizado fermento biológico seco tipo Fleishmann® (0,25 g) dissolvido em água destilada (50 mL), sendo fornecido, diariamente, 1 mL/L aos organismos.

4.4.2. Testes de sensibilidade com substância de referência

Para o controle das condições fisiológicas dos organismos utilizados nos testes de toxicidade, foram realizados preliminarmente testes de sensibilidade com uma substância de referência, observando-se a imobilidade ou a mortalidade dos organismos quando expostos a diferentes concentrações da mesma.

Assim, foram realizados testes de sensibilidade para *Ceriodaphnia silvestrii* ao dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$). Neonatas foram expostas a diferentes concentrações (0,012; 0,025; 0,05; 0,1; 0,2; 0,4 mg/L) de dicromato de potássio, em réplicas, além do controle. As concentrações foram preparadas a partir de uma solução estoque (1 mg/L de $K_2Cr_2O_7$), utilizando-se a água de manutenção como água de diluição.

A duração dos testes foi de 48 horas, nas mesmas condições do cultivo, porém sem alimentação. Após esse período, efetuou-se a contagem dos organismos móveis. Quando a porcentagem de organismos imóveis excedeu 10% no controle, o teste foi descartado (IBAMA, 1990).

A CE(I)50;48h — concentração efetiva inicial média que causa efeito agudo (imobilidade ou mortalidade) a 50% dos organismos em 48 horas de exposição, nas condições do teste — foi calculada utilizando-se o programa computacional Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON et al., 1977).

4.4.3. Testes de toxicidade aguda

Nos testes de toxicidade aguda e crônica com as amostras de água coletadas, os organismos foram expostos à água sem diluição, ou seja, 100%. As amostras de água foram mantidas sob refrigeração até o início dos testes.

Foram realizados testes de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia silvestrii* nos meses de janeiro a novembro de 2001 (com exceção de fevereiro, quando não houve coleta).

Para a obtenção de neonatas com menos de 24 horas, fêmeas ovígeras de *Ceriodaphnia silvestrii* foram separadas no dia anterior aos testes, mantidas e alimentadas conforme descrito anteriormente.

Nos testes, 10 neonatas foram colocadas em copos plásticos atóxicos (previamente testados) contendo 20 mL de água, em 2 ou 3 réplicas, para cada ponto de coleta, além do controle.

A duração do teste foi de 48 horas, nas mesmas condições de manutenção, porém sem alimentação. Após esse período, efetuou-se a contagem dos organismos móveis. Medidas de pH, condutividade e dureza foram realizadas no início e ao final dos testes. Quando a porcentagem de organismos imóveis excedeu 10% no controle, o teste foi descartado (IBAMA, 1990).

4.4.4. Testes de toxicidade crônica

Os testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia silvestrii* foram realizados nos meses de março a novembro de 2001.

Nos testes, uma neonata com menos de 24 horas foi colocada em copo plástico atóxico contendo 15 mL de amostra de água, em 10 réplicas, para cada ponto de coleta, além do controle. Durante o período de exposição de 7 dias, os organismos foram mantidos em incubadora com temperatura em torno de $24 \pm 1,0^\circ\text{C}$, fotoperíodo de 12/12 horas (claro/escuro) e alimentados diariamente com a alga clorofícea *Selenastrum capricornutum* e leveduras, mantendo-se as mesmas proporções de alimento utilizadas na manutenção. A água foi trocada a cada dois dias. Foram realizadas medidas de pH, dureza e condutividade no início, em cada troca de água e ao final dos testes.

Os parâmetros avaliados foram a sobrevivência ao longo dos 7 dias e a fecundidade (número de neonatas produzidas por fêmea durante o experimento). Os testes foram considerados válidos quando a sobrevivência no controle foi igual ou maior que 80% e a fecundidade média do controle maior ou igual a 15 neonatas por

fêmea e pelo menos 60% do controle tivessem produzido a terceira ninhada (CETESB, 1991).

Para comparar o desempenho dos organismos nos diferentes tratamentos em relação ao controle, o número de neonatas produzidas por cada fêmea foi submetido, inicialmente, à análise de normalidade e homogeneidade. Para tanto, foram utilizados os testes χ -quadrado, que verifica a normalidade da distribuição dos dados, e o teste de Hartley, que analisa a homogeneidade da variância. Em seguida, os dados foram submetidos aos testes de Dunnett e de Tukey (testes paramétricos) quando apresentaram uma distribuição normal, e quando não, foi aplicado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. Para a aplicação destes testes foi utilizado o programa computacional TOXSTAT 3.3 (GULLEY et al., 1991).

4.5. Características biológicas

4.5.1. Biomassa fitoplanctônica

A biomassa fitoplanctônica foi estimada pela concentração de clorofila-*a*. A extração de clorofila-*a*, bem como os cálculos para determinação de sua concentração, foram realizados segundo a técnica descrita em GOLTERMAN & CLYMO (1969). Os filtros, pelos quais passou-se um volume de 500 a 1000 mL das amostras de água coletadas, foram macerados com acetona 90% a frio e centrifugados. A leitura foi feita em espectrofotômetro a 663 nm e a 750 nm. Depois, as amostras foram acidificadas com HCl 0,1N e lidas novamente. Os resultados foram expressos em μg clorofila-*a*/L.

4.5.2. Comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica foi analisada nos períodos seco (13/07/2001) e chuvoso (22/11/2001).

As amostras do fitoplâncton total foram coletadas passando-se os frascos próximo à superfície da água nos pontos de amostragem, e fixadas com formol 4%.

Para a identificação do fitoplâncton, foi utilizada a seguinte literatura: BICUDO & BICUDO (1970), PRESCOTT (1970), BOURRELLY (1966, 1968, 1970).

A quantificação do fitoplâncton seguiu o método de sedimentação em câmaras, descrito por UTERMÖHL (1958). O procedimento de contagem foi o de campos aleatórios, utilizando-se um microscópio invertido da marca Carl Zeiss, com aumento máximo de 400 vezes. Cada célula, cenóbio, colônia ou filamento, foi considerado como um indivíduo. O tempo de sedimentação foi de 3 horas (no mínimo) para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). Foram utilizadas câmaras com volumes de 20 e 50 mL, conforme a densidade de organismos e a quantidade de material em suspensão nas amostras. O limite de contagem foi estabelecido pelo método da área mínima, no qual um número suficiente de campos é contado até que se estabilize o número de espécies adicionadas por campo, conforme as recomendações de BICUDO (1990).

A densidade do fitoplâncton foi calculada segundo a fórmula (ROS, 1979):

$$N = \frac{n \times 1000 \times 10^6}{Ac \times h \times Nc}$$

onde:

N = densidade fitoplanctônica (ind/mL)

n = número de indivíduos contados

Ac = área do campo de contagem (70,6858 μm^2)

h = altura da câmara de sedimentação (mm)

Nc = número de campos contados

1000 e 10^6 = fatores de correção para as unidades

5. RESULTADOS

5.1. Características físicas e químicas

5.1.1. Resultados de campo

As coletas foram realizadas no período da manhã. As coletas dos dias 19/01, 18/05 e 23/10/2001 foram feitas após a ocorrência de chuvas.

Os menores e maiores valores de temperatura da água registrados durante as coletas foram: 17,0 (13/07/01) e 25,1°C (19/01/01) em Anhumas; 17,9 (18/05/01) e 26,3°C (22/11/01) na represa do Ribeirão das Cruzes; 18,6 (18/05/01) e 26,1°C (22/11/01) na entrada da ETA-Fonte; e 18,5 (18/05/01) e 26,1°C (22/11/01) na água tratada. A Figura 5 apresenta os valores de temperatura da água registrados durante o período de coleta (de dezembro de 2000 a novembro de 2001, com exceção de fevereiro).

O menor e o maior valor de transparência da água observados na represa do Ribeirão das Cruzes foram 0,25 m (19/01/01) e 0,70 m (13/07/01). Na Figura 6, encontram-se os valores de visibilidade do disco de Secchi registrados durante as coletas.

Os menores e maiores valores de turbidez registrados durante as coletas foram: 3 (19/01/01) e 6 UNT (20/08/01) em Anhumas; 18 (20/08/01) e 80 UNT (19/01/01) na represa do Ribeirão das Cruzes; 13 (20/08/01) e 68 UNT (19/06/01) na entrada (após aplicação de cal) da ETA; e 0 e 3 UNT (21/12/00) na água tratada. A Figura 7 mostra os valores de turbidez registrados durante o período de coleta.

FIGURA 5 - Valores de temperatura (°C) da água registrados (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

FIGURA 6 - Valores de visibilidade do disco de Secchi (m) registrados na represa do Ribeirão das Cruzes, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

FIGURA 7 - Valores de turbidez (UNT) registrados nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

Os menores e maiores valores de condutividade registrados durante as coletas foram: 29,0 (19/06/01) e 38,0 $\mu\text{S/cm}$ (23/10/01) em Anhumas; 38,3 (20/08/01) e 54,0 $\mu\text{S/cm}$ (18/05/01) na represa do Ribeirão das Cruzes; 40,0 (20/08/01) e 235,0 $\mu\text{S/cm}$ (19/06/01) na entrada (após aplicação de cal) da ETA-Fonte; e 83,0 (22/11/01) e 134,0 $\mu\text{S/cm}$ (23/10/01) na água tratada. Na Figura 8, encontram-se os valores de condutividade registrados durante o período de coleta.

Os menores e maiores valores de pH registrados durante as coletas foram: 5,0 (21/12/00) e 7,0 (19/01/01) em Anhumas; 5,9 (21/12/00) e 7,8 (19/01/01) na represa do Ribeirão das Cruzes; 6,9 (21/12/00) e 10,5 (25/09/01) na entrada (após aplicação de cal) na ETA; e 6,3 (16/04/01) e 9,1 (25/09/01) na água tratada. Na Figura 9, são apresentados os valores de pH registrados durante o período de coleta.

As menores e maiores concentrações de oxigênio dissolvido (O.D.) registrados durante as coletas foram: 3,13 (22/11/01) e 5,39 mg/L (13/07/01) em Anhumas; 4,70 (18/05/01) e 8,49 mg/L (22/11/01) na represa do Ribeirão das Cruzes; 5,65 (19/06/01) e 7,37 mg/L (16/04/01) na entrada da ETA; e 6,06 (25/09/01) e 9,02 mg/L (19/06/01) na água tratada. A Figura 10 apresenta os valores das concentrações de oxigênio dissolvido registrados durante o período de coleta.

Nas Tabelas A-1, A-2, A-3 e A-4 do Anexo A, são apresentados os valores das características físicas e químicas registrados durante o período de coleta (de dezembro de 2000 a novembro de 2001, com exceção de fevereiro).

5.1.2. Silicato

Os menores e maiores valores de silicato determinados para as amostras de água coletadas foram: 2,88 (19/06/01) e 8,86 mg/L (22/11/01) para Anhumas; 3,36 (25/09/01) e 7,02 mg/L (22/11/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 5,81 (18/05/01) e 8,18 mg/L (22/11/01) para a entrada da ETA-Fonte; e 5,02 (18/05/01) e 7,10 mg/L (22/11/01) para a água tratada. Na Figura 11, encontram-se os valores de silicato obtidos para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001 (com exceção de fevereiro).

FIGURA 8 - Valores de condutividade ($\mu\text{S/cm}$) registrados (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

FIGURA 9 - Valores de pH registrados (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

FIGURA 10 - Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) registrados (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.

FIGURA 11 - Concentrações de silicato (mg/L) para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

5.1.3. Formas nitrogenadas

Os menores e maiores valores de nitrito (NO_2) determinados para as amostras de água coletadas foram: 1,10 (23/10/01) e 2,62 $\mu\text{g/L}$ (20/08/01) para Anhumas; 1,83 (22/11/01) e 6,66 $\mu\text{g/L}$ (25/09/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 1,32 (22/11/01) e 5,52 $\mu\text{g/L}$ (25/09/01) para a entrada da ETA-Fonte; e 0,22 (14/03/01) e 2,34 $\mu\text{g/L}$ (22/11/01) para a água tratada.

Os menores e maiores valores de nitrato (NO_3) obtidos para as amostras de água coletadas foram: 45,27 (22/11/01) a 242,42 $\mu\text{g/L}$ (19/06/01) para Anhumas; 28,74 (22/11/01) e 193,54 $\mu\text{g/L}$ (13/07/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 42,43 (22/11/01) e 225,18 $\mu\text{g/L}$ (13/07/01) para a entrada da ETA; e 45,27 (22/11/01) e 194,49 $\mu\text{g/L}$ (13/07/01) para a água tratada.

Os menores e maiores valores de amônia (NH_4) determinados para as amostras de água coletadas foram: 20,54 (23/10/01) e 66,79 $\mu\text{g/L}$ (21/12/00) para Anhumas; 7,32 (22/11/01) e 106,82 $\mu\text{g/L}$ (18/05/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 19,76 (22/11/01) e 87,39 $\mu\text{g/L}$ (25/09/01) para a entrada da ETA; e 3,43 (16/04/01) a 82,72 $\mu\text{g/L}$ (20/08/01) para a água tratada.

Os menores e maiores valores de nitrogênio total obtidos para as amostras de água coletadas foram: 158,19 (23/10/01) e 445,85 $\mu\text{g/L}$ (19/06/01) para Anhumas; 170,58 (23/10/01) e 451,07 $\mu\text{g/L}$ (21/12/00) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 159,49 (23/10/01) e 413,89 $\mu\text{g/L}$ (21/12/00) para a entrada ETA; e 159,49 (22/11/01) e 340,83 $\mu\text{g/L}$ (21/12/00) para a água tratada.

A Figura 12 apresenta os valores de nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total obtidos para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001 (com exceção de fevereiro).

FIGURA 12 - Valores de nitrito, nitrato, amônia e nitrogênio total (N total), em $\mu\text{g/L}$, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

5.1.4. Formas fosfatadas

Os menores e maiores valores de fosfato total dissolvido obtidos para as amostras de água coletadas foram: 4,84 (16/04/01) e 17,68 $\mu\text{g/L}$ (14/03/01) para Anhumas; 6,68 (16/04/01) e 19,36 $\mu\text{g/L}$ (14/03/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 10,65 (25/09/01) e 22,56 $\mu\text{g/L}$ (18/05/01) para a entrada da ETA; e 7,28 (20/08/01) e 19,51 $\mu\text{g/L}$ (21/12/00) para a água tratada.

Os menores e maiores valores de fosfato inorgânico dissolvido obtidos para as amostras de água coletadas foram: 1,67 (21/12/00) e 14,86 $\mu\text{g/L}$ (14/03/01) para Anhumas; 0,06 (21/12/00) e 13,69 $\mu\text{g/L}$ (14/03/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,20 (19/01/01) e 14,86 $\mu\text{g/L}$ (14/03/01) para a entrada de ETA; e 0,94 (19/06/01) e 12,81 $\mu\text{g/L}$ (14/03/01) para a água tratada.

Os menores e maiores valores de fósforo total determinados para as amostras de água coletadas foram: 15,75 (16/04/01) e 40,87 $\mu\text{g/L}$ (14/03/01) para Anhumas; 22,27 (19/06/01) e 43,80 $\mu\text{g/L}$ (22/11/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 19,33 (21/12/00) e 55,22 $\mu\text{g/L}$ (25/09/01) para a entrada da ETA; e 11,83 (19/06/01) e 45,11 $\mu\text{g/L}$ (22/11/01) para a água tratada.

A Figura 13 apresenta os valores de fosfato total dissolvido (PTD), fosfato inorgânico dissolvido (PID), fosfato orgânico dissolvido (POD) e fósforo total (P total) obtidos para as amostras de água coletadas no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (com exceção de fevereiro).

Nas Tabelas A-5, A-6, A-7 e A-8 do Anexo A, são apresentados os valores de nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio total, fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido, fósforo total e silicato obtidos para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001 (com exceção de fevereiro).

FIGURA 13 - Valores de fosfato total dissolvido (PTD), fosfato inorgânico dissolvido (PID), fosfato orgânico dissolvido (POD) e fósforo total (P total), em $\mu\text{g/L}$, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

5.1.5. Sólidos suspensos

As menores e maiores concentrações de sólidos suspensos totais obtidas para as amostras de água coletadas foram: 2,0 (19/01/01) e 8,1 mg/L (21/12/00) para Anhumas; 7,5 (13/07/01) e 30,0 mg/L (19/01/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 6,6 (20/08/01) e 56,0 mg/L (25/09/01) para a entrada (após aplicação de cal) da ETA; e 0 e 4,2 mg/L (21/12/00) para a água tratada. Na Figura 14 e na Tabela A-9 do Anexo A, são apresentados os valores das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001.

5.1.6. Metais

As menores e maiores concentrações de cálcio determinadas para as amostras de água coletadas foram: 4,9 (18/05/01) e 9,8 mg/L (22/11/01) para Anhumas; 13,0 (18/05/01) e 24,3 mg/L (22/11/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 18,6 (21/12/00) e 141,1 mg/L (25/09/01) para a entrada (após a aplicação de cal) da ETA-Fonte; e 42,4 (20/08/01) e 89,4 mg/L (23/10/01) para a água tratada. Na Figura 15, encontram-se os valores das concentrações de cálcio obtidos para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001.

As menores e maiores concentrações de magnésio obtidas para as amostras de água coletadas foram: 4,8 (18/05/01) e 6,7 mg/L (22/11/01) para Anhumas; 5,2 (20/08/01) e 7,5 mg/L (21/12/00) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 3,2 (19/06/01) e 6,9 mg/L (21/12/00) para a entrada da ETA; e 4,0 (20/08/01) e 6,9 mg/L (21/12/00) para a água tratada. A Figura 16 mostra os valores das concentrações de magnésio obtidos para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001.

FIGURA 14 - Concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

FIGURA 15 - Concentrações do metal cálcio (Ca), em mg/L, para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

FIGURA 16 - Concentrações do metal magnésio (Mg), em mg/L, para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

As menores e maiores concentrações de ferro obtidas para as amostras de água coletadas foram: 4,8 (13/07/01) e 11,7 mg/L (22/11/01) para Anhumas; 6,8 (20/08/01) e 16,1 mg/L (19/01/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 4,5 (19/06/01) e 12,9 mg/L (14/03/01) para a entrada da ETA-Fonte; e 0,2 (19/06/01) e 1,4 mg/L (23/10/01) para a água tratada. A Figura 17 apresenta os valores das concentrações de ferro determinados para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001 (com exceção de fevereiro).

As menores e maiores concentrações de manganês detectadas nas amostras de água coletadas foram: 0,78 (23/10/01) e 1,60 mg/L (19/01/01) para Anhumas; 0,26 (20/08/01) e 0,48 mg/L (14/03/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,16 (junho/01) e 0,46 mg/L (16/04/01) para a entrada da ETA; e 0,01 (14/03/01) e 1,64 mg/L (18/05/01) para a água tratada. Na Figura 18, encontram-se os valores das concentrações de manganês obtidos para as amostras de água coletadas.

As menores e maiores concentrações de níquel detectadas nas amostras de água coletadas foram: 0,091 (19/06/01) e 0,385 mg/L (25/09/01) para Anhumas; 0,006 (21/12/00) e 0,489 mg/L (22/11/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,005 (21/12/00) e 0,308 mg/L (23/10/01) para a entrada da ETA; e 0,017 (20/08/01) e 0,459 mg/L (25/09/01) para a água tratada. A Figura 19 mostra os valores das concentrações de níquel obtidos para as amostras de água coletadas.

As menores e maiores concentrações de zinco determinadas para as amostras de água coletadas foram: 0,12 (19/06/01) e 1,05 mg/L (21/12/00) para Anhumas; 0,10 (13/07/01) e 0,69 mg/L (25/09/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,13 (16/04/01) e 0,73 mg/L (22/11/01) para a entrada da ETA; e 0,04 (13/07/01) e 0,67 mg/L (23/10/01) para a água tratada. Na Figura 20, encontram-se os valores das concentrações de zinco obtidos para as amostras de água coletadas.

As menores e maiores concentrações de cobre detectadas nas amostras de água coletadas foram: 0,032 (21/12/00) e 0,079 mg/L (13/07/01) para Anhumas; 0,012 (18/05/01) e 0,080 mg/L (13/07/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,002 (23/10/01) e 0,217 mg/L (14/03/01) para a entrada da ETA; e 0,019 (16/04/01) e 0,072 mg/L (13/07/01) para a água tratada. A Figura 21 apresenta os valores das concentrações de cobre obtidos para as amostras de água coletadas.

FIGURA 17 - Concentrações do metal ferro (Fe), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

FIGURA 18 - Concentrações do metal manganês (Mn), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para as águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

FIGURA 19 - Concentrações do metal níquel (Ni), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para as águas de Classe 2.

FIGURA 20 - Concentrações do metal zinco (Zn), em mg/L, para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para as águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

FIGURA 21 - Concentrações do metal cobre (Cu), em mg/L, para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para as águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

As menores e maiores concentrações de cromo detectadas para as amostras de água coletadas foram: 0,011 (21/12/00) e 0,592 mg/L (18/05/01) para Anhumas; 0,012 (21/12/00) e 0,609 mg/L (18/05/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,017 (21/12/00) e 0,628 mg/L (18/05/01) para a entrada da ETA; e 0,001 (19/01/01) e 0,427 mg/L (16/04/01) para a água tratada. Na Figura 22, são apresentados os valores das concentrações de cromo obtidos para as amostras de água coletadas.

As menores e maiores concentrações de chumbo determinadas para as amostras de água coletadas foram: 0,12 (21/12/00) e 1,50 mg/L (23/10/01) para Anhumas; 0,08 (21/12/00) e 2,52 mg/L (22/11/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,04 (21/12/00) e 2,46 mg/L (22/11/01) para a entrada da ETA; e 0,09 (21/12/00) e 1,52 mg/L (23/10/01) para a água tratada. A Figura 23 mostra os valores das concentrações de chumbo obtidos para as amostras de água coletadas.

As menores e maiores concentrações de cobalto detectadas nas amostras de água coletadas foram: 0,51 (20/08/01) e 0,98 mg/L (22/11/01) para Anhumas; 0,61 (20/08/01) e 0,96 mg/L (22/11/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,50 (20/08/01) e 0,95 mg/L (22/11/01) para a entrada da ETA-Fonte; e 0,56 (25/09/01) e 1,12 mg/L (22/11/01) para a água tratada. Na Figura 24, são apresentados os valores das concentrações de cobalto obtidos para as amostras de água coletadas.

As menores e maiores concentrações de cádmio detectadas nas amostras de água coletadas foram: 0,007 (21/12/00) e 0,188 mg/L (22/11/01) para Anhumas; 0,007 (21/12/00) e 0,185 mg/L (23/10/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,005 (21/12/00) e 0,173 mg/L (22/11/01) para a entrada da ETA; e 0,010 (21/12/00) e 0,216 mg/L (22/11/01) para a água tratada. A Figura 25 apresenta os valores das concentrações de cádmio obtidos para as amostras de água coletadas.

Nas Tabelas A-10, A-11, A-12 e A-13 do Anexo A, são apresentados os valores das concentrações dos metais Ca, Mg, Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Co, Cr, Pb e Cd, obtidos para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001 (com exceção de fevereiro).

FIGURA 22 - Concentrações do metal cromo (Cr), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

FIGURA 23 - Concentrações do metal chumbo (Pb), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para as águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

FIGURA 24 - Concentrações do metal cobalto (Co), em mg/L, para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 20/86 para as águas de Classe 2.

FIGURA 25 - Concentrações do metal cádmio (Cd), em mg/L, para as amostras de água coletadas (a) nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e (b) na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 20/86 para as águas de Classe 2, e valor máximo permitido (VMP) pela Portaria n° 1.469/00 para água potável.

5.2. Testes de toxicidade

5.2.1. Testes de sensibilidade

A faixa de sensibilidade de *Ceriodaphnia silvestrii* ao cromo, determinada por OLIVEIRA NETO (2000), situa-se entre 0,020 e 0,072 mg/L Cr. No entanto, como no presente trabalho os testes foram realizados com dicromato de potássio e 1 g de Cr equivale a 2,8288 g de $K_2Cr_2O_7$, considerou-se a faixa de sensibilidade como sendo de 0,057 a 0,204 mg/L $K_2Cr_2O_7$.

As culturas de *C. silvestrii* apresentaram valores de CE(I)50;48h dentro da faixa de sensibilidade considerada, podendo, portanto, ser utilizadas nos testes de toxicidade aguda e crônica.

Na Tabela 5, encontram-se os valores de CE(I)50;48h referentes aos testes de sensibilidade realizados com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) para *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera).

TABELA 5 - Valores de CE(I)50;48h em mg/L de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e intervalos de confiança, obtidos nos testes de sensibilidade com *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea).

data	CE(I)50;48h (mg/L $K_2Cr_2O_7$)	Intervalo de confiança
Janeiro/01	0,128	0,106 - 0,164
Março/01	0,059	0,048 - 0,073
Abril/01	0,124	0,103 - 0,148
Maior/01	0,158	0,132 - 0,192
Junho/01	0,156	0,137 - 0,178
Julho/01	0,096	0,070 - 0,135
Agosto/01	0,080	0,068 - 0,094
Setembro/01	0,098	0,085 - 0,113
Outubro/01	0,089	0,077 - 0,102
Novembro/01	0,104	0,050 - 0,404

5.2.2. Testes de toxicidade aguda

A Figura 26 apresenta a percentagem de mortalidade do organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) nos testes de toxicidade aguda (48 h) com amostras de água coletadas nas represas de captação, Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (após a aplicação de cal) e na saída da ETA-Fonte, de janeiro a novembro de 2001 (com exceção de fevereiro).

Nas Tabelas A-14, A-15, A-16, A-17 e A-18 do Anexo A, são apresentados os valores de mortalidade obtidos para os testes de toxicidade aguda (48 h), bem como os valores iniciais e finais de pH, condutividade e dureza da água medidos nos frascos experimentais.

A Tabela 6 e o Anexo B-1 mostram os resultados dos testes estatísticos aplicados aos resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda (48 h).

O teste realizado com as amostras de água coletadas em abril/2001 foi invalidado, visto que a mortalidade dos organismos-teste no controle foi superior a 10%.

As amostras de água tratada da ETA-Fonte causaram efeito tóxico agudo aos organismos-teste em quase todos os testes realizados. Como a toxicidade pode ter sido causada pelo cloro, as amostras de água foram aeradas (por cerca de 24 horas), antes da realização dos testes, para eliminação de tal substância, mas, mesmo assim, causaram efeito tóxico agudo em julho/2001 e apresentaram indício de toxicidade em outubro/2001.

FIGURA 26 - Percentagem de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea) nos testes de toxicidade aguda (48 h) com as amostras de água coletadas nas represas de captação do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte, Araraquara (SP), no período de janeiro a novembro/2001. (a.a. = após aeração)

TABELA 6 - Resultados dos testes estatísticos para os resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda (48 horas) para *Ceriodaphnia silvestrii* com as amostras de água coletadas nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de janeiro a novembro/2001.

data	Controle	Anhumas	Cruzes	ETA-E	ETA-S	ETA-S (a.a.)
Jan/01					**	
Mar/01						
Mai/01						
Jun/01					**	
Jul/01					*	*
Ago/01					*	
Set/01					++	
Out/01					++	+
Nov/01					**	

a.a. = após aeração para eliminação do cloro

* = diferença estatisticamente significativa segundo o teste de Dunnett

** = diferença estatisticamente significativa segundo o teste de Kruskal-Wallis

+ = indício de toxicidade (não significativo estatisticamente)

++ = toxicidade (não significativo estatisticamente)

5.2.3. Testes de toxicidade crônica

A Figura 27 mostra a percentagem de sobrevivência do organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea) nos testes de toxicidade crônica (7 dias) com as amostras de água coletadas nas represas de captação, Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (após a aplicação de cal) e na saída da ETA-Fonte Luminosa, de março a novembro de 2001.

A Figura 28 apresenta o número total de neonatas produzidas pelos organismos-teste durante os testes de toxicidade crônica (7 dias) com as amostras de água coletadas.

Os resultados de sobrevivência e fecundidade dos testes de toxicidade crônica (7 dias), bem como os valores de pH, condutividade e dureza, monitorados durante os testes, encontram-se nas Tabelas A-19, A-20, A-21, A-22 e A-23 do Anexo A.

Na Tabela 7 e no Anexo B-2, são apresentados os resultados dos testes estatísticos para os resultados obtidos nos testes de toxicidade crônica.

O teste realizado com as amostras de água coletadas em abril/2001 foi invalidado, visto que a sobrevivência dos organismos-teste no controle foi inferior a 80%.

No teste realizado em março/2001, foi observado indício de toxicidade para a água da represa do Ribeirão das Anhumas e efeito crônico sobre a sobrevivência do organismo-teste para as águas da represa do Ribeirão das Cruzes.

Para as amostras de água coletadas na entrada (após aplicação de cal) da ETA-Fonte, observou-se efeitos crônicos sobre a sobrevivência (março/2001) e, principalmente, sobre a fecundidade (março, maio, junho e setembro/2001) do organismo-teste.

Para as amostras de água tratada, foram observados efeitos tóxicos crônicos sobre a sobrevivência (outubro/2001) e a fecundidade (julho, outubro e novembro/2001).

FIGURA 27 - Percentagem de sobrevivência de *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea) nos testes de toxicidade crônica (7 dias) com as amostras de água coletadas nas represas de captação do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de março a novembro/2001.

FIGURA 28 - Número total de neonatas produzidas por *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea) durante os testes de toxicidade crônica (7 dias) com as amostras de água coletadas nas represas de captação do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de março a novembro/2001.

TABELA 7 - Resultados dos testes estatísticos para os resultados de sobrevivência e fecundidade obtidos nos testes de toxicidade crônica (7 dias) para *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea) com as amostras de água coletadas nas represas de captação do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte, Araraquara (SP), no período de março a novembro/2001.

parâmetros	Controle		Anhumas		Cruzes		ETA-E		ETA-S	
	s	f	s	f	s	f	s	f	s	f
Mar/01			+		*		*	***		
Mai/01							+	***		
Jun/01								***		
Jul/01										***
Ago/01										
Set/01								***		
Out/01									**	***
Nov/01									+	***

s = sobrevivência; f = fecundidade

* = diferença de sobrevivência estatisticamente significativa segundo o teste de Dunnett

** = diferença de sobrevivência estatisticamente significativa segundo o teste de Kruskal-Wallis

*** = diferença de fecundidade estatisticamente significativa segundo o teste de Dunnett

+ = indício de toxicidade (não significativo estatisticamente)

5.3. Características biológicas

5.3.1. Biomassa fitoplanctônica

As menores e maiores concentrações de clorofila-*a* obtidas para as amostras de água coletadas foram: 0 e 7,9 µg/L (22/11/01) para Anhumas; 1,3 (21/12/00) e 11,9 µg/L (22/11/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 1,1 (25/09/01) e 5,6 µg/L (14/03/01) para a entrada (após aplicação de cal) da ETA-Fonte; e 0 e 0,5 µg/L (21/12/00) para a água tratada.

Os menores e maiores valores de feofitina obtidos para as amostras de água coletadas foram: 0 e 10,4 µg/L (19/01/01) para Anhumas; 1,7 (21/12/00) e 11,0 µg/L (16/04/01) para a represa do Ribeirão das Cruzes; 0,5 (21/12/00) e 5,8 µg/L (19/01/01) para a entrada da ETA-Fonte; e 0,4 (21/12/00) e 8,3 µg/L (19/06/01) para a água tratada.

A Figura 29 e a Tabela A-24 do Anexo A apresentam os valores das concentrações de clorofila-*a* e de feofitina obtidos para as amostras de água coletadas no período de dezembro de 2000 a novembro de 2001 (com exceção de fevereiro).

5.3.2. Comunidade fitoplanctônica

Para a represa do Ribeirão das Cruzes, as Chlorophyceae foram as algas dominantes na amostra de 13/07/01 e as diatomáceas, na de 22/11/01. Os grupos Dinophyceae, Zygnemaphyceae e Euglenophyceae também estiveram representados. A densidade total da comunidade fitoplanctônica foi maior na amostra coletada em novembro/2001.

Para Anhumas, as diatomáceas (Bacillariophyceae) foram as algas dominantes, tanto na amostra de 13/07/01 como na de 22/11/01. Os grupos Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae e Dinophyceae também estiveram representados. A densidade total da comunidade fitoplanctônica foi maior na amostra de julho/2001.

Para a entrada da ETA-Fonte, os resultados foram semelhantes aos da represa do Ribeirão das Cruzes, isso pode ser atribuído ao fato de a proporção de vazão na entrada da ETA ser de aproximadamente 1/3 da represa do Ribeirão das Anhumas e de 2/3 da represa do Ribeirão das Cruzes.

Para a água tratada, as Chlorophyceae foram as algas dominantes, tanto na amostra de 13/07/01 como na de 22/11/01. Os grupos Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae também estiveram representados. Não foi possível realizar a contagem para calcular a densidade da comunidade fitoplanctônica.

FIGURA 29 - Valores de clorofila-*a* e feofitina ($\mu\text{g/L}$) para as amostras de água coletadas nas represas de captação (a) Ribeirão das Cruzes e (b) Anhumas, e (c) na entrada (após aplicação de cal) e (d) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

A Tabela 8 apresenta os valores de densidade total da comunidade fitoplanctônica obtidos para as amostras coletadas nas represas de captação e na entrada da ETA-Fonte, em julho e em novembro de 2001.

A Figura 30 mostra a abundância relativa da comunidade fitoplanctônica para as amostras coletadas em julho e em novembro de 2001.

Nas Tabelas A-25, A-26, A-27 e A-28 do Anexo A, são apresentados os valores de abundância relativa e de densidade da comunidade fitoplanctônica para as amostras de água coletadas nas represas de captação do Ribeirão das Cruzes e Anhumas e na entrada e na saída da ETA-Fonte, em julho e em novembro de 2001.

TABELA 8 - Valores de densidade total (ind/mL) da comunidade fitoplanctônica para as amostras coletadas nas represas de captação Ribeirão das Cruzes e Anhumas e na entrada da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em 13/07/2001 e 22/11/2001.

Local	13/07/2001	22/11/2001
Anhumas	$4,03 \times 10^5$	$1,80 \times 10^5$
Cruzes	$2,87 \times 10^5$	$2,26 \times 10^6$
entrada da ETA-Fonte	$2,45 \times 10^5$	$1,56 \times 10^6$

FIGURA 30 - Abundância relativa (%) da comunidade fitoplanctônica para as amostras coletadas nas represas de captação (a, b) Ribeirão das Cruzes e (c, d) Anhumas, e (e, f) na entrada (após aplicação de cal) e (g, h) na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em 13/07/2001 e 22/11/2001.

6. DISCUSSÃO

6.1. Características físicas e químicas

Em se tratando de água bruta (sem tratamento) e de água tratada utilizadas para o abastecimento público, além dos ensaios de potabilidade realizados pelas estações de tratamento de água (ETA), é importante que se façam acompanhamentos periódicos de alguns parâmetros nas represas/mananciais de captação (ROCHA & HIRCHE, 1994).

No Brasil, vigora atualmente a Resolução CONAMA nº 20, de 18/6/1986, a qual estabelece a classificação, em nove classes, das águas doces (Classe Especial, Classes 1, 2, 3 e 4), salobras (Classes 7 e 8) e salinas (Classes 5 e 6) do Território Nacional, segundo seus usos preponderantes. Além disso, estabelece o controle sobre 11 parâmetros indicadores de qualidade e mais 66 substâncias potencialmente prejudiciais.

Águas doces de Classe 2, nas quais se encaixam os mananciais estudados neste trabalho, são destinadas: (a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; (b) à proteção das comunidades aquáticas; (c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho); (d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; (e) à criação natural e/ou intensiva (agricultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

Não basta que uma população disponha de água em quantidade; é necessário que essa água se caracterize por um determinado padrão mínimo de qualidade. Os padrões de qualidade da água referem-se, pois, a um certo número de parâmetros capazes de refletir, direta ou indiretamente, a presença efetiva ou potencial de

algumas substâncias ou microrganismos que possam comprometer a qualidade de água do ponto de vista de sua estética e de sua salubridade (BRANCO, 1999).

O padrão de potabilidade é utilizado para se definir o padrão de qualidade da água para consumo humano. É estabelecido pelo Ministério da Saúde e o que está em vigor atualmente é aquele apresentado pela Portaria nº 1.469, de 29/12/2000.

O padrão de potabilidade apresenta requisitos nas categorias básicas de características físicas e organolépticas (cor, turbidez, odor, sabor), características químicas (33 substâncias potencialmente tóxicas), características bacteriológicas para controle da presença de organismos patogênicos, bem como limites de radioatividade. Além disso, essa portaria contempla o monitoramento da ocorrência de cianobactérias e algumas cianotoxinas, tanto na água bruta do manancial utilizado para captação de água, como na água já tratada para abastecimento.

Variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical (CETESB, 1998). A temperatura influencia processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e também outros processos como a solubilidade dos gases dissolvidos (PORTO et al., 1991).

Segundo DI BERNARDO (1993), a temperatura influi nas reações de hidrólise do coagulante, na eficiência da desinfecção, na solubilidade de gases e, em especial, no desempenho das unidades de mistura rápida, floculação, decantação e filtração. Por isso, é importante que se conheça a faixa de variação de temperatura na água a ser tratada.

BRONDI (2000) analisou as concentrações de multiresíduos de agrotóxicos empregados na lavoura de cana-de-açúcar e de organoclorados, potencialmente presentes nas águas dos mananciais que abastecem o município de Araraquara: Ribeirão das Cruzes, Ribeirão das Anhumas e Córrego do Paiol, e realizou também medidas, nos períodos seco (setembro) e chuvoso (fevereiro), de características físicas e químicas, as quais serão apresentadas no decorrer da discussão. A autora registrou temperaturas de 20,8°C (seca) e 25,0°C (chuva) para a represa do Ribeirão das Cruzes e de 21,4°C (seca) e 24,1°C (chuva) para a do Ribeirão das Anhumas. No

presente trabalho, as variações de temperatura foram sazonais, com temperaturas mais baixas no inverno e mais altas no verão.

A turbidez da água é a medida de sua capacidade em dispersar a radiação. Os principais responsáveis pela turbidez da água (também pela dispersão da radiação) são principalmente as partículas suspensas (bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos) e em menor proporção os compostos dissolvidos (ESTEVES, 1988).

As águas naturais com turbidez até 100 UNT podem ser utilizadas para abastecimento doméstico, de acordo com a Resolução CONAMA nº 20/86. A Portaria nº 1.469/00 estabelece limite máximo de 5 UNT para a água tratada, porque o material em suspensão permite que ocorram áreas em que eventuais microrganismos patogênicos presentes não entrem em contato com a substância desinfetante (PORTO et al., 1991).

Os valores de turbidez registrados neste estudo foram inferiores ao padrão estabelecido pelas respectivas legislações, para águas naturais e para água potável.

BRONDI (2000) registrou turbidez de 52 UNT (seca) e 26 UNT (chuva) para a represa do Ribeirão das Cruzes e de 10 UNT (seca) e 3 UNT (chuva) para a do Ribeirão das Anhumas. Nota-se, como no presente trabalho, que a represa do Ribeirão das Cruzes apresenta valores de turbidez mais altos do que a do Ribeirão das Anhumas, provavelmente devido às características da bacia de drenagem.

Na represa do Ribeirão das Cruzes, os maiores valores de turbidez foram registrados após a ocorrência de chuvas, em 19/01/01 e 18/05/01.

Os sólidos em suspensão, principais responsáveis pela turbidez, podem ser introduzidos na água por escoamento superficial ou por ressuspensão do sedimento (CONNELL & MILLER, 1984). Quantidades consideráveis de material em suspensão são produzidas pela atividade humana como desflorestamento, agricultura, erosão, operações de construção envolvendo grandes volumes de terra, remoção de cascalho e areia das margens e leito dos rios, práticas de mineração, etc. (MATHEUS et al., 1995).

Segundo CONNELL & MILLER (1984), os efeitos deletérios de sólidos suspensos variam dependendo da natureza química da matéria suspensa,

particularmente da presença de substâncias tóxicas. Mesmo para substâncias sem compostos tóxicos significantes, tais como a argila, o assentamento da matéria suspensa e o conseqüente recobrimento de plantas e invertebrados bentônicos resultam em altas mortalidades. As plantas sofrem abrasão e danos mecânicos, invertebrados menores são suprimidos e invertebrados maiores têm brânquias, ocelos e outras superfícies obstruídas. Os efeitos prejudiciais em peixes, zooplâncton e outros organismos são particularmente devido ao entupimento de brânquias e do aparelho filtrador, com partículas, resultando em asfixia. Além disso, sólidos em suspensão aumentam a turbidez prejudicando aspectos estéticos da água e a produtividade do ecossistema pela diminuição da penetração de luz (PORTO et al., 1991).

Na legislação, os limites para os sólidos suspensos são estabelecidos através dos valores de turbidez.

Os valores de sólidos em suspensão, assim como os de turbidez, foram maiores na represa do Ribeirão das Cruzes do que em Anhumas. Na água tratada, quando presentes, os sólidos suspensos foram constituídos principalmente por sólidos voláteis, provavelmente representando a biomassa de microrganismos que passaram pelos filtros.

Para a represa do Ribeirão das Cruzes, os maiores valores de sólidos suspensos foram obtidos nas amostras coletadas após a ocorrência de chuvas (19/01/01, 18/05/01 e 23/10/01).

A transparência da água depende da quantidade de partículas dissolvidas e em suspensão presentes que podem ser inorgânicas ou orgânicas, estando diretamente relacionada, portanto, à turbidez.

A transparência da água nos corpos de água naturais pode variar desde alguns centímetros, até dezenas de metros, e a porção iluminada da coluna d'água é denominada zona eufótica (WETZEL, 1993).

Neste estudo, a transparência da água foi medida apenas na represa do Ribeirão das Cruzes, e os menores valores foram observados após a ocorrência de chuvas (19/01, 18/05 e 23/10/01), mostrando sua relação inversa com a turbidez, a

qual era aumentada pelo carreamento de partículas do solo para o reservatório via escoamento superficial, acoplado ao transporte pelo rio que a abastece no pulso de inundação.

A grande maioria dos corpos d'água tem pH variando entre 6 e 8; no entanto, pode-se encontrar ambientes mais ácidos ou mais alcalinos. Em ambos os casos, estes ecossistemas apresentam comunidades vegetais e animais também características. Ecossistemas aquáticos que apresentam mais freqüentemente valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e autóctone (ESTEVEZ, 1988).

Muitos fatores químicos e biológicos podem alterar o pH nos lagos, incluindo reações redox, particularmente oxidação e redução do ferro, produção de ácidos húmicos e fúlvicos via decomposição, troca de cátions com o sedimento, e atividade fotossintética (FONSECA, 1991). O pH da água pode ainda ser alterado por chuva ácida ou por despejos que conferirão condições ácidas ou alcalinas ao corpo de água, além do limite de variação normal (CONNELL & MILLER, 1984).

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece a faixa de pH entre 6 e 9 para as águas de Classe 2. Apenas em 21/12/00, o pH das represas de captação estiveram abaixo de 6.

Os valores de pH registrados na represa do Ribeirão das Cruzes estiveram entre levemente ácido e levemente alcalino. Para Anhumas, os valores de pH registrados estiveram em torno de 6, sendo caracterizado como ácido.

BRONDI (2000) observou valores de pH 6,5 (seca) e 6,1 (chuva) para a represa do Ribeirão das Cruzes, e 6,3 (seca) e 6,0 (chuva) para a do Ribeirão das Anhumas. Segundo a autora, valores de pH ácido seriam característicos dos corpos de água da região, tendo em vista que estão em solos ácidos, nos domínios do cerrado.

A Portaria nº 1.469/00 recomenda que o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 no sistema de distribuição. No presente estudo, os valores de pH da água tratada registrados estiveram dentro da faixa estabelecida. Nas análises realizadas

pelo DAAE, o pH da água tratada variou entre 7,9 e 8,5 no ano de 2001 (Tabela C-1 do Anexo C).

Neste trabalho, foram registrados valores altos de pH na entrada da ETA-Fonte ($\text{pH} > 8$), devido à aplicação de cal (para ajuste do pH de coagulação).

A condutividade elétrica de uma solução é a capacidade desta em conduzir a corrente elétrica. Considerando-se que a capacidade de uma solução em conduzir a corrente elétrica é uma função da concentração de íons presentes, é de se esperar que em soluções de maior concentração iônica, maior seja a condutividade elétrica (ESTEVES, 1988).

Vários fatores podem influenciar a composição iônica dos corpos d'água, como: a geologia da área de drenagem dos efluentes, a geologia da bacia de acumulação do lago e o regime de chuvas. Para muitos corpos d'água, deve-se levar em conta também o tipo de influência antrópica à qual estes corpos d'água estão submetidos (ESTEVES, 1988).

A condutividade elétrica da água pode fornecer importantes informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, como sobre fenômenos importantes que ocorram na sua bacia de drenagem. Dentre as informações que podem ser fornecidas pelos valores de condutividade elétrica destacam-se: (1) informações sobre a magnitude da concentração iônica. Os íons mais diretamente responsáveis pelos valores de condutividade elétrica em águas interiores são os chamados macronutrientes (cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonato, sulfato, cloreto, etc.); (2) a variação diária da condutividade elétrica da água fornece informações a respeito de processos importantes nos ecossistemas aquáticos, como a produção primária (redução de valores) e de decomposição (aumento dos valores); (3) a condutividade elétrica pode ajudar a detectar fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988). A condutividade elétrica não determina especificamente quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorrem na bacia de drenagem ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, etc. (MATHEUS et al., 1995).

Neste estudo, os valores de condutividade foram maiores na represa do Ribeirão das Cruzes do que em Anhumas. Isto é confirmado por BRONDI (2000), que registrou condutividade de 43 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (seca) e 49 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (chuva) para a represa do Ribeirão das Cruzes e de 36 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (seca) e 34 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (chuva) para a do Ribeirão das Anhumas.

Alguns dos maiores valores de condutividade, tanto para a represa do Ribeirão das Cruzes como para Anhumas, foram registrados após a ocorrência de chuvas. De acordo com ESTEVES (1988), em regiões tropicais os valores de condutividade nos ambientes aquáticos estão mais relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas (estação de seca e de chuva).

Na ETA-Fonte, os valores de condutividade registrados foram maiores do que nas represas, devido à adição de diversos produtos no processo de tratamento. Na entrada (após aplicação de cal) da ETA, os maiores valores de condutividade registrados coincidiram com os maiores valores de pH (19/06/01 e 25/09/01). Segundo ESTEVES (1988), além da temperatura, o pH pode ter grande influência sobre os valores de condutividade elétrica. Em águas pobres em sais solúveis e de baixos valores de pH (< 5), o íon H^+ torna-se o principal responsável pelos valores de condutividade elétrica. O mesmo ocorre em águas alcalinas (pH > 9).

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O_2) é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese realizada por algas e macrófitas aquáticas. Por outro lado, as perdas são devidas, principalmente, ao consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração dos organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como, por exemplo, ferro e manganês.

A solubilidade do oxigênio na água, como de todos os gases, depende de dois fatores principais: temperatura e pressão. Quando a temperatura da água aumenta, a taxa metabólica aumenta e, desse modo, a demanda de oxigênio dos organismos também aumenta, porém a solubilidade do oxigênio na água diminui (CONNELL & MILLER, 1984).

Geralmente, a concentração de oxigênio dissolvido é reduzida ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas, por exemplo, no esgoto doméstico, em certos resíduos industriais, vinhaça, e em outros efluentes (MATHEUS et al., 1995).

Segundo a Resolução CONAMA nº 20/86, a concentração de oxigênio dissolvido (O.D.) não deve ser inferior a 5 mg/L O₂ em águas de Classe 2.

Na represa do Ribeirão das Cruzes, em 18/05/01 foi registrada uma concentração de O.D. inferior ao limite estabelecido. Isso pode ser explicado pela ocorrência de chuva no dia anterior, que introduziu materiais alóctones à água, consumindo oxigênio para a degradação dos mesmos, além de aumentar a turbidez e reduzir a transparência da água e, conseqüentemente, a fotossíntese.

Entretanto, para Anhumas, observou-se concentração de O.D. superior a 5 mg/L apenas em 13/07/01, quando a temperatura (17°C) e a concentração de ferro (4,78 mg/L Fe) foram as mais baixas registradas, e a concentração de clorofila-*a* foi uma das mais altas obtidas (4,24 µg/L). Segundo ESTEVES (1988), no período de estiagem, são encontrados em lagos rasos, via de regra, maiores valores de oxigênio. A elevação da concentração de oxigênio resulta do aumento da taxa de fotossintética do fitoplâncton e da redução da concentração de matéria orgânica (grande parte já foi sedimentada e/ou precipitada ou decomposta).

Próximo à represa do Ribeirão das Anhumas, está localizada uma usina de açúcar e álcool e em uma das margens há plantação de cana-de-açúcar. A produção de álcool gera como resíduo um grande volume de vinhaça. Por suas características [alto teor de matéria orgânica e minerais, baixo valor de pH, com alto poder de corrosão, temperatura elevada na saída do processo de destilação e valores elevadíssimos de DBO e DQO (CENTURIÓN et al., 1983)], a vinhaça representa um agente altamente poluidor, bem como uma fonte potencial de nutrientes (OLIVEIRA, 1988), sendo, por isso, utilizada na ferti-irrigação — aplicação da vinhaça *in natura* no solo. É preciso, em um futuro estudo, investigar se a utilização da vinhaça como fertilizante estaria causando algum impacto na represa.

De acordo com BRANCO (1991), a redução de oxigênio dissolvido, dentro de certos limites, não impede nem limita necessariamente o uso da água para fins de

abastecimento, embora possa provocar ou indicar sérios distúrbios no ecossistema aquático.

BRONDI (2000) observou concentrações de O.D. de 10,4 mg/L (seca) e 7,6 mg/L (chuva) para a represa do Ribeirão das Cruzes, e de 8,2 mg/L (seca) e 6,7 mg/L (chuva) para a do Ribeirão das Anhumas. Nota-se que esses valores foram superiores àqueles registrados no presente trabalho para este mesmo corpo de água, embora as medidas tenham sido realizadas em pontos distintos. É necessária, portanto, uma investigação mais aprofundada.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988).

As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago. O nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos), etc. (HUTCHINSON, 1957).

Dentre as diferentes formas, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários (MARGALEF, 1983).

A amônia geralmente é encontrada em concentrações que podem variar de 0 a 5 mg/L nas águas de superfície não poluídas. O nitrito é oxidado muito rapidamente e, por isso, raramente se acumula. Os níveis de nitrito nas águas naturais dos lagos são geralmente muito baixos, na gama de 0 a 0,01 mg/L. As concentrações de nitrito são superiores em rios e lagos que recebem poluição intensa por matéria orgânica. As concentrações do nitrato vão desde níveis não detectáveis até perto de 10 mg/L nas águas doces não poluídas. Normalmente mais da metade do nitrogênio dissolvido total corresponde a nitrogênio orgânico (WETZEL, 1993).

O aumento da sobrecarga do nitrogênio inorgânico para os rios e lagos provém freqüentemente da atividade agrícola, dos esgotos e da poluição atmosférica de origem antropogênica (WETZEL, 1993).

A amônia dissolvida não ionizada é representada por conveniência simplesmente como NH_3 . A forma ionizada é representada como NH_4^+ . O termo amônia total refere-se à soma das duas formas ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$). A toxicidade da amônia a organismos aquáticos tem sido atribuída à forma NH_3 ; a forma NH_4^+ é considerada não tóxica, ou significativamente menos tóxica. Métodos analíticos não permitem medir NH_3 e NH_4^+ separadamente. A percentagem de amônia total presente como amônia não ionizada depende principalmente do pH e da temperatura. A concentração de NH_3 aumenta com o aumento do pH e da temperatura (EMERSON et al., 1975).

Embora a forma de nitrogênio amoniacal medida no presente trabalho tenha sido a amônia total, é possível determinar a concentração de NH_3 , consultando a tabela de percentagem de amônia em soluções aquosas para temperatura de 0 a 30°C e pH de 6 a 10, elaborada por EMERSON et al. (1975). Assim, tomando-se a maior concentração de amônia total obtida nas represas de captação: 106,8 $\mu\text{g/L}$, em pH 6,8 a 18°C (em 18/05/01), a percentagem de NH_3 seria de 0,342%, o que equivaleria a 0,4 $\mu\text{g/L}$ ou 0,0004 mg/L, valor bem inferior ao limite de 0,02 mg/L NH_3 estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2. Na água da entrada da ETA-Fonte, onde é aplicada cal, com média de pH 9,5 e temperatura média de 23°C, a percentagem de NH_3 seria de 60,9%. Na água tratada, a maior concentração de amônia total obtida foi de 82,7 $\mu\text{g/L}$, em pH 8,9 a 20°C (em 20/08/01). Neste caso, a percentagem de NH_3 seria de 28,4%. Nota-se que a concentração de amônia total obtida é bem inferior ao limite de 1,5 mg/L NH_3 estabelecido pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

Tanto a Resolução CONAMA nº 20/86 como a Portaria nº 1.469/00 estabelecem limites máximos de 1 mg/L e 10 mg/L para nitrito e nitrato, respectivamente. As concentrações de nitrito e nitrato obtidas neste estudo foram inferiores aos limites estabelecidos por tais legislações. Altos teores de nitrato na

água podem causar a metahemoglobinemia, principalmente em crianças (DI BERNARDO, 1993).

Nas represas de captação, as concentrações de nitrato e amônia obtidas foram menores em 23/10/01 e 22/11/01, quando houve um aumento nas concentrações de clorofila-*a*. De acordo com WETZEL (1993), a assimilação pela fotossíntese pode reduzir marcadamente as concentrações de nitrato e amônia na zona trofotônica ou até mesmo esgotá-las.

O fósforo tem muita importância nos sistemas biológicos, pois participa de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular. Em comparação com outros macronutrientes necessários à biota (carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio, enxofre), o fósforo é o menos abundante de todos, sendo, portanto, o que mais vezes limita a produtividade biológica (WETZEL, 1993). Assim, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, 1988).

Uma grande proporção, maior do que 90%, do fósforo na água doce existe sob a forma de fosfatos orgânicos e constituintes celulares da biota ou adsorvidos às partículas inorgânicas e de matéria orgânica particulada morta (WETZEL, 1993). O ortofosfato (PO_4^{3-}) é a única forma diretamente utilizável de fósforo inorgânico solúvel, sendo, assim, a principal fonte de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (ESTEVES, 1988). O fosfato é extremamente reativo com muitos cátions (Fe, Ca) para formar, especialmente em condições de oxidação, compostos relativamente insolúveis que precipitam para fora da coluna d'água. A disponibilidade do fosfato fica diminuída ainda pela adsorção a colóides inorgânicos e compostos particulados (argilas, carbonato, hidróxidos). A gama de variação do fósforo total nas águas doces é grande, desde menos de 5 $\mu\text{g/L}$ nas águas muito pouco produtivas até mais de 100 $\mu\text{g/L}$ em águas muito eutróficas. As águas doces não contaminadas contêm, em geral, entre 10 e 50 $\mu\text{g/L}$ P total. O fósforo chega à água doce através da precipitação atmosférica e dos escoamentos subterrâneo e superficial. As taxas de sobrecarga de fósforo variam muito com os usos da terra na bacia de drenagem e a produtividade

do solo, dependendo da geologia e da morfologia da mesma, e com outras atividades humanas, que resultam em poluição e outros fatores importantes (WETZEL, 1993).

Para as amostras de água coletadas nas represas de captação Cruzes e Anhumas, os valores de fosfato total obtidos foram inferiores ao limite de 0,025 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.

A sílica (SiO_2) é, em geral, medianamente abundante na água doce, e é da maior importância para as algas diatomáceas. Estas assimilam grandes quantidades de sílica, que usam para a síntese das suas frústulas. O conteúdo de sílica (SiO_2) em águas naturais está na faixa de 1 a 30 mg/L (APHA/AWWA/WEF, 1995). A média mundial é de cerca de 13 mg/L SiO_2 , com relativamente pouca variação de continente para continente. A fonte mais importante de sílica é a degradação dos minerais de silicato de alumínio. A dissolução da sílica que se encontra em suspensão pode ser acelerada pelo consumo e fragmentação das frústulas por parte do zooplâncton, um processo que parece ser igualmente significativo tanto nas lagoas de baixa profundidade e muito produtivas como nos lagos profundos (WETZEL, 1993).

As concentrações de sílica na represa do Ribeirão das Cruzes e em Anhumas foram relativamente altas, sugerindo que não há limitação por sílica ao crescimento do fitoplâncton.

Elementos-traço são os elementos químicos que ocorrem na natureza, de um modo geral, em pequenas concentrações. Outras denominações para este grupo de elementos são freqüentemente encontradas na literatura: "metais pesados", "metais traço", "micronutrientes", etc. A denominação mais aceita atualmente é elemento-traço devido à não distinção entre metal e não-metal e à sua ocorrência em baixas concentrações (ESTEVES, 1988).

Alguns elementos-traço como: Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Mo e B, são essenciais aos seres vivos, ainda que em pequenas concentrações, e têm importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos, uma vez que participam de um grande número de processos fisiológicos. Outros elementos-traço, como Hg, Pb, Cd, Ag, Cr, Ni e Sn, entretanto, não tem função biológica conhecida e são geralmente

tóxicos a uma grande variedade de organismos. Mesmo aqueles elementos com função biológica definida, podem, quando em grandes concentrações, apresentar alta toxicidade aos organismos vegetais e animais. Nos ecossistemas aquáticos continentais, os elementos-traço podem estar sob a forma iônica, complexada (principalmente a moléculas orgânicas) e particulada (principalmente como componente dos detritos e da biomassa) (ESTEVES, 1988).

As principais fontes de elementos-traço para o ambiente aquático continental são o intemperismo de rochas e a erosão de solos ricos nestes materiais. Mais recentemente outras fontes de elementos-traço têm assumido grande importância: atividades industriais, através de efluentes sólidos que são lançados diretamente na atmosfera e líquidos que são lançados em pequenos córregos ou diretamente em rios e lagos; atividades de mineração; efluentes domésticos e águas superficiais provenientes de áreas cultivadas com adubos químicos e principalmente daquelas onde são utilizadas defensivos agrícolas (estes contêm os mais variados elementos-traço como: Cd, Hg, Pb, Cu, etc.) (ESTEVES, 1988).

Uma vez nos corpos d'água, os elementos-traço podem causar sérios danos, seja diretamente aos organismos que habitam estes locais, ou indiretamente por meio da ingestão de alimentos (OLIVEIRA NETO, 2000). Assim, através das cadeias alimentares, esses elementos são distribuídos pela biota do ambiente aquático, podendo atingir populações humanas. No passado, o Japão foi palco de uma catástrofe causada por contaminação por elementos-traço. Grande número de pacientes foi diagnosticado com uma doença reumática que se tornou conhecida como Itai-Itai. Pesquisas posteriores mostraram que essa doença se originou a partir da ingestão de arroz contaminado com cádmio (ESTEVES, 1988).

O magnésio (Mg) é essencial para os vegetais, pois faz parte da formação da clorofila, além de ser componente de enzimas. O cálcio (Ca) é um dos principais influenciadores da dureza total da água. Surge, assim como o magnésio, devido à solubilização de carbonatos. É o componente principal dos ossos e dentes, compondo também membranas celulares e o plasma sanguíneo (ROCHA & HIRCHE, 1994). Neste estudo, as concentrações de cálcio e magnésio obtidas foram relativamente

altas. Na entrada da ETA-Fonte, as altas concentrações de cálcio se devem à aplicação de cal.

Ferro (Fe) e manganês (Mn) são dois elementos muito freqüentes na superfície da terra, portanto, seus compostos são encontrados em todos os corpos d'água, mesmo em concentrações muito reduzidas. Em pH abaixo de 7,5, baixas concentrações de oxigênio e baixo potencial redox, ocorre inteira redução de Fe^{3+} a Fe^{2+} . A forma reduzida de ferro torna-se solúvel. Pode também estar suspensa, adsorvida a partículas e complexada a substâncias orgânicas. O manganês reage de maneira semelhante ao ferro (ESTEVES, 1988). O ferro e o manganês são micronutrientes essenciais à flora e à fauna de água doce (WETZEL, 1993).

A quantidade de ferro total encontrada na maior parte dos lagos tipicamente neutros ou alcalinos varia de 50 a 200 $\mu\text{g/L}$. A distribuição média varia a nível mundial de um continente para outro. A gama de concentração de manganês (aproximadamente de 10 a 850 $\mu\text{g/L}$) varia também muito em conformidade com a litologia e a drenagem das bacias dos lagos (HUTCHINSON, 1957). A quantidade média de manganês é de cerca de 35 $\mu\text{g/L}$, consideravelmente menor que a do ferro (WETZEL, 1993).

Segundo DI BERNARDO (1993), muitas regiões do Brasil apresentam problemas nas águas de abastecimento relacionados à presença de ferro ou manganês, decorrentes do tipo de solo em contato com a água superficial ou subterrânea. O ferro também pode surgir por oxidação de tubulações (ROCHA & HIRCHE, 1994). O manganês é muito usado na indústria do aço, na fabricação de ligas metálicas e baterias e na indústria química em tintas, vernizes, fogos de artifício e fertilizantes, entre outros (CETESB, 1998).

A presença de ferro não causa problema ao ser humano, porém, quando oxidado, traz sérios inconvenientes, com formação de precipitado, provocando manchas em sanitários e roupas e favorecendo o crescimento de bactérias (DI BERNARDO, 1993). Empresas como fábricas de papel, cervejarias, lavanderias, estamparias (tecidos), laticínios, etc., são prejudicadas por águas com elevado teor de ferro (ROCHA & HIRCHE, 1994). O manganês apresenta problemas semelhantes aos do ferro, porém, é de remoção mais difícil (DI BERNARDO, 1993). Excesso de

manganês é prejudicial, interferindo na formação de ossos e cartilagens (ROCHA & HIRCHE, 1994).

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece o limite máximo de 0,3 mg/L para ferro solúvel em águas de Classe 2. A Portaria nº 1.469/00 estabelece valor máximo de 0,3 mg/L para ferro, pois concentrações acima desta dão forte sabor metálico (ferrugem) à água.

Para as represas, as concentrações de ferro total obtidas foram bem altas, sendo que na do Ribeirão das Cruzes os maiores valores foram observados nas amostras coletadas após a ocorrência de chuvas (19/01, 18/05 e 23/10/01), provavelmente devido à constituição geológica.

Para a água tratada, as concentrações de ferro total obtidas foram, em geral, superiores ao limite estabelecido, chegando a ser mais de 4 vezes maiores.

Para o manganês, tanto a Resolução CONAMA nº 20/86 (para águas de Classe 2) como a Portaria nº 1.469/00 (para água potável) estabelecem o limite máximo de 0,1 mg/L Mn.

As concentrações de manganês obtidas foram superiores ao limite estabelecido, chegando a ser 5 e 16 vezes maiores, na represa do Ribeirão das Cruzes e em Anhumas, respectivamente. Para a água tratada, as concentrações de manganês detectadas foram, em geral, inferiores ao limite estabelecido.

O cobalto (Co) é um elemento-traço essencial. É componente da vitamina B₁₂ (ROCHA & HIRCHE, 1994). Em águas naturais, normalmente ocorre em níveis < 10 µg/L (APHA/AWWA/WEF, 1995).

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece limite máximo de 0,2 mg/L de cobalto para águas de Classe 2. A Portaria nº 1.469/00 não estabelece valor máximo para a concentração de cobalto em água potável.

Nas represas, as concentrações de cobalto detectadas foram superiores ao limite estabelecido, chegando a ser cerca de 5 vezes maiores.

O íon Zn²⁺ tem importante papel para mais de 80 enzimas. Quase todos os processos celulares sofrem alguma influência do zinco. Insuficiência de zinco

ocasiona perturbações no crescimento, no comportamento sexual, queda de cabelos, ferimentos na pele, perda de apetite, etc. (ROCHA & HIRCHE, 1994). Em águas superficiais, normalmente as concentrações estão na faixa de $< 0,001$ a $0,10$ mg/L. É largamente utilizado na indústria (produção de zinco primário, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço), e pode entrar no meio ambiente através de processos naturais ou antrópicos (CETESB, 1998).

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece o limite máximo de $0,18$ mg/L para zinco em águas de Classe 2. A Portaria nº 1.469/00 estabelece valor máximo de 5 mg/L para zinco em água potável. Nota-se que o limite máximo de zinco para água potável é maior do que para águas naturais.

As concentrações de zinco obtidas foram, em geral, superiores ao limite estabelecido, chegando a ser cerca de 4 e 6 vezes maiores, na represa do Ribeirão das Cruzes e em Anhumas, respectivamente. Na água tratada, as concentrações de zinco obtidas foram inferiores ao limite estabelecido.

O cobre (Cu) não é de ocorrência natural em águas. Chega por lixiviação de solos com fertilizantes/agrotóxicos, por esgotos industriais (mineração, fundição e refinação), por corrosão de encanamentos, ou por uso de compostos de cobre como algicidas (CETESB, 1998). O íon Cu^{2+} , em pequenas quantidades, é essencial no processo de respiração celular, na formação de algumas enzimas e indispensável nos glóbulos vermelhos. Na concentração de 2 mg/L, confere gosto metálico à água (ROCHA & HIRCHE, 1994). No homem, a ingestão de doses excessivamente altas pode acarretar irritação e corrosão de mucosas, danos capilares generalizados, problemas hepáticos e renais e irritação do sistema nervoso central seguido de depressão (CETESB, 1998).

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece o limite máximo de $0,02$ mg/L para o cobre em águas de Classe 2. A Portaria nº 1.469/00 estabelece valor máximo de 2 mg/L para cobre em água potável. Nota-se que o limite máximo de cobre para água potável é maior do que para águas naturais.

Para as represas, as concentrações de cobre detectadas foram, às vezes, superiores ao limite estabelecido, chegando a ser 4 vezes maiores. Para a água

tratada, as concentrações de cobre obtidas foram inferiores ao limite estabelecido pela Portaria nº 1.469/00.

O níquel (Ni) raramente é de ocorrência natural. As concentrações em águas superficiais naturais podem chegar a 0,1 mg/L (CETESB, 1998). Altos teores de níquel em águas superficiais indicam contaminação por esgotos industriais (galvanoplastias, siderúrgicas, fundições). Doses elevadas podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios (ROCHA & HIRCHE, 1994).

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece o limite máximo de 0,025 mg/L para níquel em águas de Classe 2. A Portaria nº 1.469/00 não estabelece valor máximo para a concentração de níquel em água potável. Segundo a OMS (Organização Mundial da Saúde), o limite máximo é de 0,05 mg/L em água potável.

As concentrações de níquel detectadas foram, em geral, superiores ao limite estabelecido, chegando a ser cerca de 20 e 15 vezes maiores, na represa do Ribeirão das Cruzes e em Anhumas, respectivamente.

Na água tratada, as concentrações de níquel detectadas foram, em geral, superiores ao limite estabelecido pela OMS, chegando a ser 9 vezes maiores.

O cromo (Cr) na forma hexavalente é cem vezes mais tóxico do que na forma trivalente, e é cumulativo nos rins e no fígado. Os esgotos industriais (galvanoplastias, curtumes) são responsáveis pelas maiores contaminações de corpos d'água com cromo (ROCHA & HIRCHE, 1994). As concentrações de cromo em água doce são muito baixas, normalmente inferiores a 1 µg/L (CETESB, 1998). Os limites máximos são estabelecidos em função do cromo hexavalente.

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece o limite máximo de 0,05 mg/L para o cromo hexavalente e 0,5 mg/L para o cromo trivalente, em águas de Classe 2. A Portaria nº 1.469/00 estabelece um valor máximo de 0,05 mg/L para cromo em água potável.

Para as represas, as concentrações de cromo total detectadas foram relativamente altas. A maior concentração de cromo, tanto para a represa do Ribeirão

das Cruzes como para Anhumas, foi obtida na amostra coletada após a ocorrência de chuva (18/05/01).

Para a água tratada, as concentrações de cromo detectadas foram, às vezes, superiores ao limite estabelecido, chegando a ser 9 vezes maiores.

O chumbo (Pb) não é elemento-traço essencial aos humanos. Sua presença na água dificilmente é de origem geológica, mas sim devido à corrosão em tubulações velhas. Chega como componente de esgoto industrial de galvanoplastias (ROCHA & HIRCHE, 1994). É largamente utilizado nas atividades econômicas, sendo empregado em baterias, na indústria bélica, na indústria elétrica e na comunicação, além de ser empregado em pigmentos, vidros, produtos cerâmicos, aditivos de combustível, etc. (OLIVEIRA NETO, 2000). É prejudicial às enzimas sangüíneas, ao sistema nervoso, e é elemento cumulativo no organismo. Uma intoxicação crônica pode levar a uma doença denominada saturnismo (CETESB, 1998). As águas naturais raramente contêm mais do que 5 µg/L (APHA/AWWA/WEF, 1995).

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece limite máximo de 0,03 mg/L para o chumbo em águas de Classe 2. A Portaria nº 1.469/00 estabelece valor máximo de 0,01 mg/L para chumbo em água potável.

As concentrações de chumbo obtidas foram superiores ao limite estabelecido, chegando a ser 80 e 50 vezes maiores, na represa do Ribeirão das Cruzes e em Anhumas, respectivamente. Para a água tratada, as concentrações de chumbo obtidas foram superiores ao limite estabelecido, chegando a ser 150 vezes maiores.

O cádmio (Cd) não é elemento-traço essencial e acumula-se no fígado e nos rins. É fortemente tóxico para o esperma masculino e para peixes (ROCHA & HIRCHE, 1994). O cádmio pode ser fator de vários processos patológicos no homem, incluindo disfunção renal, hipertensão, arteriosclerose, inibição no crescimento, doenças crônicas em idosos e câncer (WAALKES et al., 1999). Está presente em águas doces em concentrações traço, geralmente inferiores a 1 µg/L. Pode ser liberado para o ambiente através da queima de combustíveis fósseis. É utilizado na produção de pigmentos, baterias, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes, acessórios fotográficos, praguicidas, etc. (CETESB, 1998).

A Resolução CONAMA nº 20/86 estabelece limite máximo de 0,001 mg/L para o cádmio em águas de Classe 2. A Portaria nº 1.469/00 estabelece o valor máximo de 0,005 mg/L para o cádmio em água potável. Nota-se que o limite máximo de cádmio para água potável é maior do que para águas naturais.

Para as represas, as concentrações de cádmio detectadas foram superiores ao limite estabelecido, chegando a ser cerca de 180 vezes maiores. Para a água tratada, as concentrações de cádmio detectadas foram superiores ao limite estabelecido, chegando a ser 40 vezes maiores.

ROCHA & HIRCHE (1994) determinaram o teor de metais totais e de metais solúveis (ferro, manganês, cobre, chumbo, zinco, cádmio, cromo, níquel e cobalto) em amostras da estação de tratamento de água Fonte Luminosa e das represas de captação Cruzes e Anhumas, durante o ano de 1993.

Dentre os metais investigados, as concentrações de Pb, Cr e Co estiveram abaixo do limite de detecção da técnica empregada. Segundo os autores, as concentrações de Cu, Zn, Cd e Ni, tanto na forma solúvel como na total, foram inferiores aos limites aceitos tanto pela Comunidade Européia (para águas superficiais) como pela OMS (para água potável destinada ao consumo humano). Nota-se que os limites estabelecidos pela CE para Cd e Zn, 0,005 mg/L e 5 mg/L, respectivamente, são maiores do que aqueles estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86, sendo esses valores iguais aos estabelecidos pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

As concentrações de Fe total obtidas por ROCHA & HIRCHE (1994) ficaram entre: 0,05 e 0,64 mg/L para a represa do Ribeirão das Anhumas; 0,12 e 1,01 mg/L para a do Ribeirão das Cruzes; 0,15 e 0,85 mg/L para a entrada da ETA-Fonte; e 0,04 e 0,48 mg/L para a água tratada. Estes valores são, portanto, bem inferiores àqueles obtidos neste estudo. As concentrações de Mn total determinadas por estes autores variaram entre: 0,015 e 3,07 mg/L para Anhumas; 0,005 e 0,96 mg/L para Cruzes; 0,011 e 0,28 mg/L para a entrada da ETA-Fonte; e 0,005 a 0,025 mg/L para a água tratada. As concentrações mais elevadas de manganês foram registradas para a represa do Ribeirão das Anhumas, assim como no presente trabalho. Segundo os

autores, alguns dos maiores valores de ferro e manganês coincidiram com as coletas efetuadas em dias chuvosos.

CANTARELA (1997) estudou a distribuição de manganês na represa do Ribeirão das Anhumas, verificando concentrações relativamente elevadas deste metal (entre 0,5 e 0,7 mg/L). De acordo com o autor, a lixiviação do solo tem grande influência no aporte de manganês para a represa.

SANTOS (1999) estudou a distribuição dos metais Cr, Ni, Cu, Cd, Pb e Hg na represa do Ribeirão das Anhumas. Segundo o autor, há algum tempo, uma usina de açúcar e álcool vem depositando resíduos sólidos industriais nas proximidades de uma das margens da represa, o que pode contribuir para um aumento nas concentrações de metais na mesma. Nas amostras de água do ponto próximo ao depósito de resíduos sólidos, o autor registrou os seguintes valores (média de três coletas): 0,04 mg/L de Cr; 0,02 mg/L de Ni; 0,27 mg/L de Cu; 0,01 mg/L de Cd; e 0,053 mg/L de Pb. As concentrações de mercúrio não foram detectadas. Estes valores, com exceção do de cobre, são inferiores àqueles obtidos neste trabalho.

BARBOSA (2000) avaliou os impactos causados pelos lançamentos de lodos gerados em estações de tratamento de água à biota aquática. O lodo da ETA-Águas do Paiol, localizada no município de Araraquara (SP), é lançado no Ribeirão das Cruzes, a jusante da captação de água da ETA-Fonte Luminosa. A montante (aproximadamente 50 m) do lançamento do lodo, a autora determinou os seguintes valores de concentrações de metais na água do corpo receptor (o Ribeirão das Cruzes): 3,03 a 6,40 mg/L de Fe; 0,05 a 0,07 mg/L de Mn; 0,06 a 0,08 mg/L de Zn; 0,05 a 0,06 mg/L de Cu; e 0,01 mg/L de Cr. As concentrações de Pb, Cd e Ni não foram detectadas. Observa-se que as concentrações de ferro também foram relativamente elevadas. As concentrações de manganês, zinco e cromo foram inferiores àquelas obtidas para a represa do Ribeirão das Cruzes neste estudo.

De acordo com as análises realizadas pelo DAAE, no ano de 2001, as concentrações de Cd e Pb na água bruta e na água tratada foram inferiores aos limites de detecção do método utilizado (sem digestão das amostras). As concentrações de Zn foram de 0,001 a 0,05 mg/L na água bruta, não sendo detectadas na água tratada. Em relação a outros metais, as concentrações detectadas foram de: 0,000 a 0,010

mg/L de Cu; 0,02 a 0,15 mg/L de Cr; 0,13 a 0,70 mg/L de Mn e 0,1 a 2,0 mg/L de Fe na água bruta; e 0,000 a 0,001 mg/L de Cu; 0,00 a 0,02 mg/L de Cr; 0,001 a 0,030 mg/L de Mn e 0,002 a 0,080 mg/L de Fe na água tratada (Tabela C-2 do Anexo C). No entanto, estes resultados não são comparáveis àqueles obtidos neste trabalho, uma vez que as metodologias utilizadas para a determinação dos metais são distintas.

6.2. Testes de toxicidade

De acordo com ADAMS et al. (1992), as abordagens integradas, envolvendo análises das características físicas, químicas e biológicas, parecem ser as mais adequadas para avaliar a qualidade da água, considerando-se que os testes de toxicidade são essenciais quando se visa a proteção dos organismos no ecossistema e as características físicas e químicas, por sua vez, podem influenciar de forma determinante na toxicidade.

Segundo ELDER³ (apud FONSECA, 1997), normalmente os testes complementam as informações fornecidas pelas análises químicas, visto que estas não incluem medidas de todos os possíveis agentes tóxicos que podem ocorrer no sistema, nem avaliam de forma integrada a ação de uma combinação de contaminantes sobre os organismos.

MELANCON (1995) afirma que a análise química apenas estabelece a presença de contaminantes, sem revelar quão disponíveis ou ativos eles estariam para os organismos.

MERSCHHEMKE (1991) salienta que as análises químicas podem qualificar e quantificar uma substância, mas não podem dizer nada sobre os efeitos biológicos dessa substância. Além disso, o que é válido para uma substância simples pode não ser verdadeiro para esta substância quando ela está em uma mistura. Há muitas substâncias que induzem reações biológicas em concentrações menores do que podem ser detectadas analiticamente.

Neste estudo, alguns metais apresentaram concentrações superiores ao limite estabelecido pela legislação para águas naturais, podendo causar efeito tóxico à biota aquática.

O zooplâncton, particularmente os microcrustáceos, são bastante sensíveis às variações de concentração de metais pesados. Para crustáceos de água doce, a CL50 do chumbo varia de 0,28 a 5,5 mg/L (MURPHY¹¹ apud CONNELL & MILLER, 1984). Segundo SPEHAR & FIANDT¹² (apud WREN et al., 1995), a concentração mínima de Pb para provocar CL50 (48 h) em *Ceriodaphnia dubia* é de 248 µg/L. A CL50 de Pb para *Daphnia magna* exposta por 96 horas varia de 612 µg/L com dureza da água de 54 mg/L CaCO₃ a 1910 µg/L com dureza da água de 152 mg/L CaCO₃ (USEPA¹³ apud PAIN, 1995). OLIVEIRA NETO (2000) encontrou a faixa de 0,02 a 0,08 mg/L para *Ceriodaphnia silvestrii*. No presente trabalho, as concentrações de Pb obtidas ficaram entre 0,12 e 1,50 mg/L para Anhumas, 0,08 e 2,52 mg/L para a represa do Ribeirão das Cruzes, 0,04 e 2,46 mg/L para a entrada da ETA-Fonte e 0,09 e 1,52 mg/L para a água tratada.

A CL50 do cádmio para crustáceos de água doce varia de 0,005 a 0,55 mg/L (MURPHY, 1979 apud CONNELL & MILLER, 1984). Os cladóceros são particularmente sensíveis ao cádmio. As CL50;48h para *Daphnia magna* estão na faixa de 34 a 60 µg/L em água moderadamente dura. A toxicidade aguda do Cd para *D. magna* foi mais baixa em água com dureza mais alta (WREN et al., 1995). Os resultados de toxicidade aguda obtidos com *Ceriodaphnia dubia* mostram variação entre 0,027 e 0,18 mg/L, em meio com dureza entre 100 e 124 mg/L CaCO₃.

¹¹ MURPHY, P.M. (1979). *A manual for toxicity tests with freshwater macroinvertebrates and a review of the effects of specific toxicants*. University of Wales Institute of Science and Technology Publication.

¹² SPEHAR, R.L.; FIANDT, J.T. (1986). Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. *Environm. Toxicol. Chem.*, 5, p.917-931.

¹³ UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1985). *Ambient water quality criteria for lead* - 1984. Washington, D.C. Rep. 440/5-84-027.

(SPEHAR & CARLSON¹⁴ apud OLIVEIRA NETO, 2000). A faixa obtida por OLIVEIRA NETO (2000) para *Ceriodaphnia silvestrii* foi de 0,016 a 0,110 mg/L Cd, em meio com dureza de 40 mg/L CaCO₃. No presente estudo, as concentrações de Cd obtidas ficaram entre 0,007 e 0,188 mg/L para Anhumas, 0,007 e 0,185 mg/L para a represa do Ribeirão das Cruzes, 0,005 e 0,173 mg/L para a entrada da ETA e 0,010 e 0,216 mg/L para a água tratada.

Em espécies de água doce, os efeitos tóxicos do cromo mostram que os peixes são os mais resistentes. Em invertebrados de água doce, a toxicidade do Cr é ampla, situando-se entre 0,1 e 20 mg/L para o cromo hexavalente (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984). A CL50 do Cr para crustáceos de água doce varia de 0,008 a 10,1 mg/L (MURPHY, 1979 apud CONNELL & MILLER, 1984). Para *Daphnia magna*, as faixas estabelecidas pelas normas ISO¹⁵, AFNOR¹⁶ e DIN¹⁷ são de 0,9 a 2,0 mg/L, 0,9 a 1,5 mg/L e 0,9 a 1,9 mg/L de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇), respectivamente, para águas duras (200 a 250 mg/L CaCO₃). ZAGATTO (1988) estabeleceu para *Daphnia similis* uma faixa de CE(1)50;24h situada entre 0,04 e 0,17 mg/L de K₂Cr₂O₇, para culturas em água reconstituída com dureza entre 40 e 48 mg/L CaCO₃. BOHRER (1995) encontrou a faixa de sensibilidade de *Moina micrura* no intervalo de 0,007 a 0,392 mg/L de K₂Cr₂O₇. Segundo OLIVEIRA NETO (2000), a sensibilidade de *Ceriodaphnia silvestrii* ao Cr variou de 0,020 a 0,072 mg/L. No presente trabalho, as concentrações de Cr detectadas ficaram entre 0,011 e 0,592 mg/L para Anhumas, 0,012 e 0,609 mg/L para a represa do Ribeirão

¹⁴ SPEHAR, R.L.; CARLSON, R. (1984). Hazard assessment: derivation of site-specific water quality criteria for cadmium and the St. Louis River Basin, Duluth, Minnesota. Environ. Toxicol. Chem., 3, p.651-665.

¹⁵ INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (1982). ISO 6341 - Determination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Première édition, Qualité des Eaux, Paris. 9p.

¹⁶ Association Française de Normalisation (1974). Essais des eaux. Détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (Crustacés, Cladocère). Paris, Norme expérimentale T. 90-301. 12p.

¹⁷ DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1981). DIN 38412 - Testverfahren mit wasserorganismen (gruppen): bestimmung der wirkung von wasserinhaltsstoffen auf klein krebse (*Daphnien*-kurzzeittest L.11). Berlin, Entwurf. 5p.

das Cruzes, 0,017 e 0,628 mg/L para a entrada da ETA e 0,001 e 0,427 mg/L para a água tratada.

As CL50 de Cu, Ni e Zn para crustáceos de água doce variam de 0,007 a 1,2 mg/L, de 0,13 a 15,2 mg/L e de 0,04 a 5,5 mg/L, respectivamente (MURPHY, 1979 apud CONNELL & MILLER, 1984).

Observa-se que, neste estudo, Cr, Cd e Pb apresentaram concentrações maiores do que o limite superior da faixa de sensibilidade de *Ceriodaphnia silvestrii* aos mesmos, podendo causar efeitos tóxicos ao organismo-teste, o que, todavia, não foi observado.

Vários fatores influenciam a toxicidade de metais aos organismos aquáticos, destacando-se a forma do metal na água (orgânica ou inorgânica, solúvel ou particulada); a presença de outros metais ou substâncias tóxicas provocando efeitos antagônicos ou sinérgicos; as características físicas (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, luz e salinidade); as condições dos organismos (estágio de vida, sexo, idade, fase do ciclo de vida, etc.) e as respostas comportamentais dos organismos (FÖRSTNER & WITTMANN, 1983).

Vários processos podem estar envolvidos na disponibilidade de um composto em ambientes aquáticos e na alteração de taxas metabólicas que influenciam sua incorporação. Pode haver interação com outras substâncias e/ou características da água como, por exemplo, temperatura, pH (que afetam a dissociação de ácidos e bases), ácidos húmicos (que formam complexos), nível de oxigenação, quantidade de matéria orgânica dissolvida, quantidade e qualidade do material em suspensão (CALHEIROS, 1993).

O potencial de impacto de um contaminante no ambiente depende não somente da concentração e mobilidade das espécies, mas também da sua biodisponibilidade. A interação de contaminantes orgânicos e inorgânicos com substâncias húmicas pode levar ao mascaramento das espécies nocivas, causando,

assim, um decréscimo na sua toxicidade, embora contribua para a sua longa permanência no ambiente, na condição imobilizada (SENESI¹⁸ apud ZARA, 1997).

A biodisponibilidade refere-se à fração do produto tóxico que está disponível aos organismos aquáticos. A fração não ligada é que é responsável pela toxicidade, a qual é totalmente dependente das propriedades físicas e químicas da substância tóxica (ADAMS, 1995).

Segundo BOUDOU & RIBEYRE (1989), o agente tóxico é normalmente apresentado ao organismo-teste na água. Então, ambos estão sujeitos à influência de várias características da água, entre elas a temperatura, o pH, a dureza e a concentração de oxigênio dissolvido. A toxicidade pode ser afetada pela ação de tais fatores sobre a especiação química do tóxico e, conseqüentemente, a disponibilidade deste, bem como pela ação sobre o organismo-teste e, assim, a resposta do mesmo ao tóxico. É essencial, portanto, que um registro abrangente de tais parâmetros de qualidade da água seja mantido durante todo o teste de toxicidade. A dureza da água, por exemplo, é a principal causa de reduzida toxicidade de metal pesado, e o pH determina o grau de dissociação e, portanto, a toxicidade dos eletrólitos.

O conhecimento de faixas de pH que não causem prejuízos a cultivos desenvolvidos em laboratório é essencial, inclusive quando submetemos espécies a testes de toxicidade, onde valores de pH são diferentes daqueles tolerados pelas espécies (CETESB, 1986).

O pH pode causar efeitos deletérios sobre os organismos. De acordo com MITCHELL (1992), valores abaixo de 5 ou acima de 10 podem levar à morte ou reduzir o crescimento de muitas espécies de crustáceos e peixes. As espécies de zooplâncton diferem quanto à tolerância a condições de pH extremos (ALIBONE & FAIR, 1981). De acordo com VIJVERBERG (1989), os gêneros *Daphnia* e *Ceriodaphnia* seriam mais sensíveis, enquanto que *Bosmina longirostris*, mais tolerante.

¹⁸ SENESI, N. (1993). Nature of interactions between organic chemicals and dissolved humic substances and the influence of environmental factors. In: BECK, A.J. et al., eds. *Organic substances in soil and water: natural constituents and their influence on contaminant behaviour*. Royal Society of Chemistry. p.73-101.

FONSECA (1991) estudou a influência do pH de cultivo sobre o ciclo de vida das espécies *Daphnia laevis* e *Ceriodaphnia silvestrii*, em dois tipos diferentes de água, observando as possíveis alterações em níveis de crescimento individual, populacional, fecundidade e longevidade. Para pH 4, em água moderadamente dura, foram observados efeitos adversos no ciclo de vida de ambas as espécies. Um melhor desempenho para os parâmetros analisados para ambas as espécies ocorreu na faixa de pH entre 5 e 6, em água moderadamente dura. Em água mole, o crescimento populacional e individual de *C. silvestrii* foram maiores na faixa de 7 e 8. Neste intervalo, porém, os valores de fecundidade e longevidade foram menores.

Observou-se efeitos tóxicos crônicos na sobrevivência e/ou na fecundidade ao organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii* exposto à água da entrada da ETA-Fonte, onde ocorre aplicação de cal, elevando o pH, que chegou a 10,5 (em 25/09/01). A faixa de pH de cultivo de *C. silvestrii* está entre 7,2 e 7,6.

O'BRIEN (1972), analisando o efeito de lagoas enriquecidas com altos valores de pH (10,5-11,0), observou um marcante decréscimo e desaparecimento do zooplâncton, especificamente *Ceriodaphnia reticulata*, que era uma espécie abundante naquele ambiente.

IVANOVA (1969) investigando mudanças na taxa de filtração de vários cladóceros, encontrou que altos valores de pH tiveram um efeito depressivo, e observou que houve um decréscimo na taxa de filtração de *Ceriodaphnia reticulata* quando o pH aumentou de 7,0 para 9,0. WALTER¹⁹ (apud ROCHA, 1983) relatou que em culturas de laboratório de *Daphnia magna*, houve uma perda de 25% na taxa de filtração com mudanças de pH de 7,0 a 10,5, e encontrou também um nível tóxico para *Daphnia pulex* em pH 11,0.

A dureza da água, à semelhança do pH, pode promover efeitos adversos sobre os organismos submetidos a testes de toxicidade, quando seus valores diferirem daqueles da água de manutenção dos cultivos (CETESB, 1986).

¹⁹ WALTER, B.M. (1969). *Interrelation of Cladocera and algae*. Ph.D. Thesis. University of London.

O grau de dureza reflete principalmente o teor de íons de cálcio e magnésio que estão combinados a carbonato ou bicarbonato, podendo estar também combinado com sulfatos e cloretos (ESTEVEES, 1988).

Com relação ao teor de carbonato de cálcio (em que é expressa a dureza total), as águas podem ser classificadas em: (a) brandas ou moles: dureza total ≤ 50 mg/L CaCO_3 ; (b) moderadas: dureza total entre 50 e 150 mg/L CaCO_3 ; (c) duras: dureza total entre 150 e 300 mg/L CaCO_3 ; (d) muito duras: dureza total ≥ 300 mg/L CaCO_3 (DI BERNARDO, 1993).

Segundo ARAGÃO & BURATINI (2000), em estudos ecotoxicológicos, a dureza das águas pode constituir um fator modificador da toxicidade de alguns poluentes, principalmente metais, sendo que muitos destes tornam-se mais tóxicos em águas mais moles. Além disso, a dureza da água de cultivo dos organismos a serem utilizados em testes de toxicidade deve ser similar à das amostras testadas, pois diferenças significativas entre estas podem influenciar os resultados obtidos. Portanto, o conhecimento da dureza das águas é importante quando se pretende avaliar a toxicidade relativa de diferentes agentes químicos.

RATTNER & HEATH (1995) afirmam que a dureza da água afeta substancialmente a toxicidade de certos metais, sendo que a observação mais comum é que os metais são mais tóxicos em águas menos duras e que o efeito da dureza varia com o metal, tornando-se mais efetivo para o cádmio, enquanto que cobre e zinco são menos afetados. O aumento da dureza pode acarretar em um decréscimo de toxicidade, como foi observado por MÜLLER²⁰ (apud BOHRER, 1995) ao realizar estudos com dicromato de potássio com *Daphnia magna*.

Com o objetivo de caracterizar as águas do Estado de São Paulo quanto à dureza, ARAGÃO & BURATINI (2000) efetuaram medidas em amostras de águas de rios e reservatórios. Dos 111 pontos avaliados, 110 apresentaram valores médios de dureza que permitem classificar estas águas como "moles". Os resultados obtidos possibilitaram, ainda, justificar a utilização de água mole, com dureza entre 40 e 48

²⁰ MÜLLER, H. (1980). Acute toxicity of potassium dichromate to *Daphnia magna* as a function of the water quality. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, New York, v.25, p.113-117.

mg/L CaCO₃, no cultivo de organismos para a realização de testes de toxicidade para agentes químicos dispostos em águas do Estado de São Paulo.

Os valores de dureza da água obtidos ficaram entre 12 e 32 mg/L CaCO₃ para a represa do Ribeirão das Cruzes, e entre 10 e 20 mg/L CaCO₃ para Anhumas, permitindo classificar a água destes mananciais como moles.

A Portaria nº 1.469/00 estabelece valor máximo de dureza de 500 mg/L CaCO₃ para a água potável. Os valores de dureza obtidos para a água tratada da ETA-Fonte ficaram entre 32 e 52 mg/L CaCO₃, bem inferiores, portanto, ao limite estabelecido.

Segundo BARBOUR et al.²¹ (apud FONSECA, 1991), a inibição na reprodução é normalmente medida examinando-se o número de jovens produzidos. O número de ovos produzidos por um dafinídeo adulto de qualquer tamanho depende, dentre outros fatores, da ingestão de alimento. Se o suprimento alimentar for suficiente apenas para manutenção, nenhum ovo é produzido. No entanto, se for mais energético, o organismo acumula além do requerido para manutenção e o excesso é convertido para a produção de ovos (HEBERT, 1978).

Além da concentração de alimento ser um importante fator controlador do crescimento e reprodução das espécies zooplancônicas, a qualidade do alimento também tem um importante papel, refletindo diretamente na fecundidade (FONSECA, 1991).

Nos testes crônicos realizados com as amostras de água das represas e da entrada da ETA-Fonte coletadas em outubro e em novembro de 2001, observou-se os maiores números de neonatas produzidas pelo organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii*, sendo superiores àqueles registrados para o controle. Nota-se nesses meses maiores concentrações de clorofila-*a*, indicando, assim, uma maior quantidade de alimento, além do já fornecido durante o experimento. É importante salientar que os

²¹ BARBOUR, M.T.; GRAVES, C.G.; McCULLOCH, W.L. (1989). Evaluation of the intrinsic rate of increase as an endpoint for *Ceriodaphnia* chronic tests. In: SUTER, G.W.; LEWIS, M.E., eds. *Aquatic toxicology and environmental fate*. v.11. Philadelphia, ASTM STP 1007, p.273-288.

organismos devem ser alimentados nos testes crônicos para garantir que os efeitos observados sejam somente devido ao agente tóxico.

KRISTIN DAY & KAUSHIK (1987) advertem que muitos estudos de exposição crônica são executados a 7, 14, 21 ou 28 dias de duração e que, diante disso, os dados de reprodução gerados são somente referentes a um período limitado de tempo, o qual pode não ser suficiente para indicar verdadeiras diferenças, entre os animais tratados e não tratados. Os autores mencionam a importância de se avaliar os efeitos tóxicos sobre a longevidade dos organismos.

Observou-se efeitos tóxicos agudos e crônicos ao organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii* exposto às amostras de água tratada. É provável que esses efeitos sejam devido ao cloro, pois testou-se a água tratada sem e após aeração (24 horas) para eliminação de tal substância. Para a água tratada sem aeração, observou-se efeito tóxico agudo (100% de mortalidade dos organismos-teste); e para a água tratada aerada, efeitos tóxicos crônicos.

De acordo com a Portaria nº 1.469/00, a água tratada deve conter teor mínimo de cloro residual livre de 0,2 mg/L e teor máximo de 2,0 mg/L, em qualquer ponto da rede de distribuição. Assim, *Ceriodaphnia silvestrii* pode ser sensível a essa faixa de cloro residual livre. Além disso, como a função do cloro é de desinfecção, evitando desenvolvimento de microrganismos, pode ser que ele tenha matado o alimento (algas e leveduras) fornecido ao organismo-teste durante o teste crônico, prejudicando seu crescimento e reprodução. Segundo o DAAE (2001), os valores de cloro residual livre ficaram entre 0,71 e 0,91 mg/L na água tratada (Tabela A-5 do Anexo A).

A suscetibilidade a um composto é específica da espécie testada, sendo que para uma mesma espécie a toxicidade pode ser influenciada pelo tamanho, idade do organismo e quantidade de substâncias tóxicas que recebe. Idade e tamanho aparentemente são os fatores mais importantes que influenciam a suscetibilidade (MATSUMURA²² apud CALHEIROS, 1993).

²² MATSUMURA, F. (1975). *Toxicology of insecticides*. New York, Plenum Press.

Os resultados dos testes de toxicidade crônica revelaram efeitos deletérios que não foram detectados nos testes de toxicidade aguda, o que mostra a importância da realização desses testes no monitoramento da qualidade da água.

6.3. Comunidade fitoplanctônica

A biomassa é o peso total de todos os indivíduos de uma população ou comunidade por unidade de área ou de volume num dado tempo. A biomassa pode ser expressa em termos de número de indivíduos, pigmentos, peso fresco, carbono orgânico, nitrogênio orgânico, energia e adenosina trifosfato (ATP) (ESTEVES, 1988).

Uma característica fundamental das algas é a presença de pigmentos fotossintéticos — clorofilas, carotenóides e biliproteínas. A clorofila-*a* é o principal pigmento fotossintético de todos os organismos que realizam a fotossíntese com liberação de oxigênio, e encontra-se em todas as algas e em outros organismos fotossintéticos (WETZEL, 1993).

Sendo a clorofila um dos principais pigmentos responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton. A concentração de clorofila tem sido extensivamente utilizada para estimar a biomassa fitoplanctônica (ESTEVES, 1988; APHA/AWWA/WEF, 1995).

De acordo com WETZEL (1993), ao usar pigmentos como estimativa da biomassa fitoplanctônica, é importante enfatizar que uma porção significativa das células algais na coluna d'água não é viável, ou seja, constitui detrito particulado em vários estágios de decomposição. Os pigmentos clorofilados ativos podem ser discriminados dos produtos de degradação. Após a senescência e morte das células, a clorofila-*a* se degrada rapidamente, originando feopigmentos, entre eles a feofitina, como principais produtos (ESTEVES, 1988; WETZEL, 1993; APHA/AWWA/WEF, 1995). As concentrações destes feopigmentos dão alguma idéia da magnitude de pigmentos não funcionais nas frações particuladas. Quando estimada por meio de

feopigmentos mais estáveis, a clorofila-*a* é uma boa estimativa da biomassa (WETZEL, 1993).

Em geral, as concentrações de feofitina obtidas foram superiores às de clorofila-*a* nas represas de captação. Segundo WETZEL (1993), muitas vezes ao ano, as concentrações de feopigmentos igualam ou excedem aquelas de clorofila-*a*. É importante compreender que a integridade da célula e as concentrações de pigmentos podem persistir por vários dias após a morte da célula. Para a água tratada da ETA-Fonte, foi encontrada quase que somente feofitina, ou seja, apenas pigmentos não funcionais, indicando que as algas que passaram pelos filtros foram mortas.

Para as represas de captação, as concentrações de clorofila-*a* foram maiores nas amostras coletadas em setembro, outubro e novembro de 2001. Quanto às variações em abundância do fitoplâncton total presente em sistemas de água doce tropicais, REYNOLDS (1984) afirma que o caso mais simples é o de um aumento na biomassa fitoplanctônica na primavera e início do verão e um subsequente decréscimo no inverno.

Para a represa do Ribeirão das Cruzes, a densidade do fitoplâncton total foi menor na amostra de 13/07/01 e maior na de 22/11/01; o mesmo ocorreu com as concentrações de clorofila-*a* obtidas nestas datas. Para Anhumas, a densidade do fitoplâncton total foi maior na amostra de julho/01 do que na de novembro/01; ao contrário, a concentração de clorofila-*a* foi menor em julho/01 e maior em novembro/01. WETZEL (1993) alerta que o número de organismos é um indicador extremamente incerto, em comparação com a biomassa, por existirem grandes diferenças de dimensões entre as algas. Portanto, apesar de a densidade total ter sido menor em novembro/01, o fitoplâncton foi composto por espécies de maiores dimensões, resultando em uma maior concentração de clorofila-*a*.

Em águas interiores, podem ser encontrados representantes de praticamente todos os grupos de algas. A predominância de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função principalmente das características predominantes do meio (ESTEVES, 1988).

A composição de comunidades fitoplanctônicas e as abundâncias relativas de espécies componentes sofrem contínuas mudanças e em escalas variáveis (REYNOLDS, 1984).

A variação da composição específica ou da densidade do fitoplâncton nos lagos tropicais estão associadas mais a fatores locais do que a fatores sazonais. Dessa maneira, segundo ESTEVES (1988), para o fitoplâncton de regiões tropicais seria mais aconselhado falar-se em variação temporal.

Os fatores propostos para explicar a variação sazonal do fitoplâncton como um todo e de suas espécies componentes, em particular, podem ser agrupadas a grosso modo como: (1) fatores físicos independentes em parte, que são temperatura, iluminação e turbulência; (2) fatores químicos interdependentes, por exemplo, nutrientes inorgânicos, componentes orgânicos suplementares (vitaminas) e antibióticos; e (3) fatores biológicos, como parasitismo, herbivoria e competição (HUTCHINSON, 1967).

Segundo ESTEVES (1988), as cianofíceas (Cyanophyceae) são importantes componentes do fitoplâncton de lagos eutróficos. Em geral, este grupo foi relativamente pouco abundante nas amostras analisadas neste trabalho.

Embora as Euglenophyceae constituam um grupo relativamente grande e diversificado, há poucas espécies verdadeiramente planctônicas. As principais fontes de nitrogênio para a maior parte dessas algas são a amônia e os compostos de nitrogênio orgânico dissolvido. O desenvolvimento de populações destas algas no plâncton dá-se fundamentalmente onde as concentrações de amônia e, em especial, de matéria orgânica dissolvida são elevadas. As Euglenophyceae podem ser encontradas com maior frequência nas águas pouco profundas e ricas em matéria orgânica (HUTCHINSON, 1967; ESTEVES, 1988; WETZEL, 1993). Este grupo também foi relativamente pouco abundante nas amostras analisadas neste estudo.

As desmídeas (Zygnemaphyceae) encontram seu melhor habitat em lagos distróficos (ricos em compostos húmicos), com $\text{pH} < 7$ (ESTEVES, 1988). As espécies planctônicas constituem um grupo pequeno comparado às bentônicas. A ocorrência geral de grande número de espécies de desmídeas está geralmente correlacionada com concentrações muito baixas de cálcio e magnésio no ambiente

aquático (HUTCHINSON, 1967). As concentrações de cálcio e magnésio foram relativamente altas nos locais estudados, o que pode explicar a baixa abundância deste grupo nas amostras analisadas, apesar de estar representado em todas.

De acordo com ESTEVES (1988), a grande maioria das Chlorophyceae habita preferencialmente lagos mesotróficos ou eutróficos e são cosmopolitas. Este grupo esteve representado em todas as amostras analisadas, sendo relativamente o mais abundante em ambas as amostras de água tratada da ETA-Fonte.

SABATER (1995) analisou a água de torneira de Barcelona e de várias outras localidades no nordeste da Espanha para determinar a ocorrência de algas e avaliar sua provável origem e destino. Em geral, um baixo número de *taxa* (2 a 9) ocorreu por amostra, enquanto a densidade foi altamente variável (de 20 a mais de 1000 células por mL). As algas verdes foram geralmente as mais abundantes, sendo a maioria dos *taxa* comuns em comunidades fitoplânctônicas naturais de águas mesotróficas e eutróficas. Assim, as análises de água tratada revelaram que as algas não foram totalmente removidas no fim do tratamento, significando que um baixo número poderia alcançar a rede de distribuição. Nenhum padrão sazonal de ocorrência foi aparente, visto que havia muitos *taxa* ocasionais, implicando em uma falta de conexão direta entre algas de populações naturais e de água de torneira. É, portanto, sugerido que as algas podem alcançar a rede de distribuição por várias origens possíveis. De acordo com o autor, algumas vezes estas algas foram viáveis em experimentos de cultivo.

Segundo PALMER (1962), como a água tratada na maior parte dos sistemas de distribuição contém cloro livre residual, as algas com maior probabilidade de subsistir nas tubulações são as formas resistentes ao cloro, entre elas: *Gomphosphaeria aponina* (Cyanophyceae), *Closterium* e *Cosmarium* (Zygnemaphyceae), *Elaktothrix gelatinosa* e *Chlorella* (Chlorophyceae).

STEYNBERG et al. (1996) estudaram a eficiência de cloro e dióxido de cloro como pré-oxidantes e compararam a possível resistência de algas a estes oxidantes. *Cosmarium leave* var. *distentum* (desmídea) e *Scenedesmus quadricauda* (clorofícea) foram as mais resistentes contra a ação de cloro e dióxido de cloro, respectivamente.

Um dos grupos mais importantes de algas fitoplanctônicas é o das diatomáceas (Bacillariophyceae), embora a maioria das espécies seja constituída por algas sésseis, associadas aos substratos da zona litoral. A característica principal destas algas é a parede celular de sílica (WILLÉN, 1991; WETZEL, 1993).

Neste trabalho, as diatomáceas estiveram representadas em todas as amostras analisadas.

As diatomáceas desempenham papel relevante na cadeia alimentar de organismos aquáticos, bem como na autodepuração dos cursos d'água. São conhecidas também como importantes indicadores biológicos de condições ambientais (CALLEGARO, 1981), devido à boa preservação de suas frústulas nos sedimentos e suas tolerâncias ecológicas bem definidas (WILLÉN, 1991).

HUSTEDT²³ (apud MAGRIN & SENNA, 1997) afirma que as diatomáceas são ótimas indicadoras de acidificação, sendo muito utilizadas como indicadoras da qualidade da água. Espécies de *Eunotia* são as diatomáceas mais características em águas naturalmente ácidas (SCHIEFELE & SCHREINER, 1991).

Índices e sistemas usando diatomáceas planctônicas e bentônicas para a avaliação/monitoramento da qualidade de água e acidificação de rios têm sido desenvolvidos principalmente na Europa (WHITTON et al., 1991; WHITTON & ROTT, 1996).

A disponibilidade de sílica potencialmente regula o crescimento de diatomáceas em lagos naturais e, como consequência, a composição das espécies do plâncton (REYNOLDS, 1984).

Na represa do Ribeirão das Cruzes, as Chlorophyceae foram as algas dominantes na amostra de julho/01 e as Bacillariophyceae, na de novembro/01.

²³ HUSTEDT, F. (1938). Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Jawa, Sumatra und Bali. *Arch. Hydrobiol.*, v.15, p.638-798.

HAFFNER et al.²⁴ (apud REYNOLDS, 1984) mostraram que o crescimento de diatomáceas (*Stephanodiscus hantzschii*, *Fragilaria construens*) alternou com o crescimento de *Oocystis borgei* e *Ankistrodesmus* spp (clorofíceas), de acordo com fases de mistura e fases mais estáveis, respectivamente, em Hamilton Harbour, Canadá.

O ponto de coleta na represa do Ribeirão das Cruzes fica próximo à barragem e à queda d'água da mesma. Na estação chuvosa (de outubro a março), quando a represa fica mais cheia, aumenta o fluxo na queda d'água e, portanto, a turbulência. Na estação seca (de abril a setembro), abaixa o nível da represa e a massa d'água fica mais estável.

Segundo REYNOLDS (1988), uma das grandes barreiras para as diatomáceas é a permanência na coluna d'água, uma vez que suas células são muito pesadas e têm alta taxa de sedimentação. A flutuabilidade é um dos atributos mais importantes para os organismos planctônicos, pois é a permanência na coluna d'água que lhes assegura disponibilidade de luz e nutrientes para sua sobrevivência.

Portanto, de acordo com HUTCHINSON (1967), é bem possível que muito da sucessão sazonal do fitoplâncton seja devido à interrelação entre turbulência e velocidade de sedimentação. Os movimentos da água exercem papel fundamental em manter o fitoplâncton suspenso na zona iluminada. MARGALEF²⁵ (apud WILLÉN, 1991) relata as diatomáceas como aquelas adaptadas à turbulência e a uma concentração relativamente alta de nutrientes.

TALLING (1966) afirma que o grupo das diatomáceas é típico de ambientes com turbulência, pois suportam o constante transporte através das zonas eufótica e afótica. As condições necessárias para o predomínio das diatomáceas incluem uma alta razão Si:P e a presença de turbulência em toda a coluna. A turbulência tem duas funções: contribuir para o aumento da concentração de sílica na coluna d'água

²⁴ HAFFNER, G.D.; HARRIS, G.P.; JARAI, M.K. (1980). Physical variability and phytoplankton communities. III. Vertical structure in phytoplankton population. *Archiv für Hydrobiologie*, 89, p.363-381.

²⁵ MARGALEF, R. (1978). Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol. Acta*, 1, p.493-509.

retirando-a de camadas mais profundas; e manter as algas na coluna d'água pelo constante transporte, impedindo-as de afundar. Em condições hidrodinâmicas estáveis, a taxa de afundamento dessas algas não permite que elas se mantenham na coluna d'água. Além disso, estas algas também tem menor necessidade de luz que os outros grupos, condição esta bastante intensificada com o aumento da turbulência e transporte (SOMMER, 1988).

Segundo HUTCHINSON (1967), as diatomáceas são geralmente conhecidas como sendo especialmente boas competidoras durante períodos de luz escassa e temperaturas comparativamente baixas.

De acordo com HAPPEY-WOOD (1988), as Chlorococcales (Chlorophyceae) são algas típicas de ambientes com grande penetração de luz. Segundo REYNOLDS (1984) e REYNOLDS et al. (2002), a presença de diatomáceas é indício de ambiente com grande ação do vento, pois estas algas são contempladas por períodos de mistura, porém com menor penetração de luz.

Na represa do Ribeirão das Cruzes, a maior transparência da água foi observada em julho/01, quando dominaram as clorofíceas. Comparada a julho/01, a transparência da água foi menor em novembro/01, quando as diatomáceas foram as algas dominantes.

Concentrações elevadas de manganês (superiores a 1 mg/L) inibem as cianobactérias e as algas verdes, podendo induzir alterações pronunciadas no seu desenvolvimento e morfologia (GERLOFF & SKOOG, 1957; PATRICK et al., 1969²⁶; LORCH, 1978²⁷ apud WETZEL, 1993). As concentrações baixas de manganês favorecem o desenvolvimento das cianobactérias, enquanto que as comunidades de diatomáceas dominam em concentrações superiores a 40 µg/L Mn (PATRICK et al., 1969).

²⁶ PATRICK, R.; CRUM, B.; COLES, J. (1969). Temperature and manganese as detemining factors in the presence of diatom or blue-green algal floras in streams. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 64, p.472-478.

²⁷ LORCH, D.W. (1978). Desmids and heavy metals. II. Manganese: uptake and influence on growth and morphogenesis of selected species. *Arch. Hydribiol.*, 84, p.166-179.

Nas represas e na entrada da ETA-Fonte, as concentrações de manganês obtidas foram superiores a 40 µg/L e, às vezes, a 1 mg/L. Na água tratada, as concentrações de Mn foram inferiores a 40 µg/L.

As algas, especialmente as cianobactérias, excretam polipeptídeos e outros compostos orgânicos capazes de se complexarem com metais como o ferro e o cobre, e com fosfatos, e, portanto, de alterarem a sua solubilidade e disponibilidade fisiológica (MURPHY et al., 1976; TUSCHALL & BREZONIK, 1980).

A Hidrosan Engenharia S/C Ltda (2000) desenvolveu ensaios de demanda de cloro e de dióxido de cloro na pré-oxidação das águas das represas do Ribeirão das Cruzes e do Ribeirão das Anhumas. Na observação microscópica das águas do Ribeirão das Anhumas, foram registrados os seguintes gêneros de algas: *Synedra* e *Pinnularia* (diatomáceas), com predominância do primeiro. Nas águas da represa do Ribeirão das Cruzes, foram observados os seguintes gêneros: *Diatoma*, *Navicula*, *Synedra*, *Pinnularia*, *Aulacoseira* e *Tabellaria* (diatomáceas), *Euglena* (Euglenophyceae), *Staurastrum* (desmídea), *Ankistrodesmus* e *Scenedesmus* (clorofíceas). Nota-se a relativa dominância das diatomáceas, assim como no presente trabalho. Talvez o principal problema que estas algas possam vir a causar na ETA-Fonte seja o entupimento dos filtros.

Segundo PALMER (1962), as algas, muitas vezes, são a principal causa do entupimento de filtros nas estações de tratamento de água. Uma coagulação e uma decantação eficientes eliminam até 90-95% das algas. No entanto, as algas que permanecem na água podem ser suficientes para produzir uma perda de pressão que pode ser gradual ou até rápida no filtro de areia. Em casos extremos, o entupimento pode manifestar-se ou repetir-se com tanta frequência que a quantidade de água necessária para lavar o filtro a contracorrente pode ser maior do que a quantidade de água filtrada que chega ao sistema de distribuição. Desse modo, a presença de algas pode tornar o processo de tratamento de água lento e aumenta consideravelmente os custos.

PALMER (1962) afirma que as diatomáceas são encontradas durante todas as estações do ano e constituem o grupo mais importante entre os organismos que obstruem os filtros. As mais importantes, neste sentido, são *Asterionella*, *Fragilaria*,

Tabellaria e *Synedra*. As diatomáceas, por possuírem paredes rígidas de sílica, aceleram o entupimento do filtro. Mesmo quando morrem na superfície do filtro, sua parede de sílica subsiste e obstrui o filtro.

LAUTER²⁸ (apud PALMER, 1962) relata que, em Washington D.C. (EUA), a jornada de filtração foi reduzida de uma média de 50 horas a menos de uma hora, em virtude da repentina chegada da diatomácea *Synedra*.

Em junho e julho de 1989, foi realizado rodízio no abastecimento devido à diminuição da capacidade de tratamento da ETA do Alto da Boa Vista, abastecida pela Represa do Guarapiranga, causada pelo excesso de algas do gênero *Synedra*, provocando entupimento dos filtros (COBRAPE, 1992²⁹; SABESP, 1992³⁰ apud PEREIRA, 1994).

GESSNER³¹ (apud ESTEVES, 1988) alerta para o fato de que os dados obtidos em um único ponto não podem ser extrapolados para todo o lago. Além disso, ESTEVES (1988) salienta que a utilização de espécies fitoplanctônicas para caracterizar ecossistemas lacustres deve ser feita somente a partir de estudos a longo prazo, pois avaliações feitas com base em amostragens esporádicas podem conduzir a graves erros.

Portanto, as análises do fitoplâncton realizadas neste trabalho contribuem com informações sobre a ocorrência de alguns grupos, entretanto, devido à dinâmica da comunidade algal e às características das diferentes espécies, intervalos amostrais mais curtos permitiriam uma descrição mais acurada desta comunidade.

²⁸ LAUTER, C.J. (1937). The significance of microorganisms in plant designs. Proc. 11th Ann. Conf. Md-Del. Water and Sewerage Assn., p.67-74.

²⁹ COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS E EMPREENDIMENTOS (1992). Programa de saneamento ambiental da bacia do Guarapiranga. *Relatório de impacto sobre o meio ambiente*. São Paulo. 59p.

³⁰ COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (1989). *Qualidade da água da represa do Guarapiranga*. DCS-2. 49p.

³¹ GESSNER, F. (1955). *Hydrobotanik*. I. Berlim, Deutscher Verlag der Wiss. 517p.

7. CONCLUSÕES

- A água da represa do Ribeirão das Anhumas é ligeiramente ácida, enquanto aquela da represa do Ribeirão das Cruzes aproxima-se da neutralidade.
- A água de ambas as represas pode ser classificada como mole, em relação à dureza total.
- A água da represa do Ribeirão das Anhumas, em geral, apresenta concentrações de oxigênio dissolvido inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86, para águas de Classe 2.
- Nas amostras de água das represas de captação, alguns metais (Mn, Ni, Zn, Co, Cu, Pb, Cd) apresentam concentrações superiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.
- Nas amostras de água tratada da ETA-Fonte Luminosa, alguns metais (Fe, Cr, Cd, Pb) apresentam concentrações superiores aos padrões estabelecidos pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.
- A água das represas de captação não causou toxicidade aguda nem crônica ao microcrustáceo *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea).
- A água da entrada (após aplicação de cal) da ETA-Fonte Luminosa não causou toxicidade aguda, mas, em geral, causou toxicidade crônica ao microcrustáceo *Ceriodaphnia silvestrii*, tendo o alto pH contribuído para os efeitos crônicos. Estes efeitos foram observados principalmente sobre a reprodução, resultando em menor fecundidade em relação ao controle.
- A água tratada da ETA-Fonte Luminosa causou toxicidade aguda e crônica ao microcrustáceo *Ceriodaphnia silvestrii*, provavelmente devido ao cloro presente, prejudicando a sobrevivência e a reprodução do organismo-teste.

- Em geral, a biomassa fitoplanctônica é maior na represa do Ribeirão das Cruzes do que na do Ribeirão das Anhumas.
- Na água da represa do Ribeirão das Anhumas, as diatomáceas (Bacillariophyceae) são dominantes em ambos os períodos estudados.
- Na água da represa do Ribeirão das Cruzes, as algas Chlorophyceae dominam no período seco, de maior penetração de luz, e as diatomáceas, no período chuvoso, caracterizado por maior turbulência e menor penetração de luz.
- As Chlorophyceae são as algas mais abundantes na água tratada da ETA-Fonte Luminosa em ambos os períodos estudados.

8. RECOMENDAÇÕES

- Estudar detalhadamente a distribuição de oxigênio dissolvido na represa do Ribeirão das Anhumas, e investigar as possíveis causas da baixa concentração deste gás na mesma.
- Realizar estudos, com análises mais acuradas, de metais totais, solúveis e biodisponíveis nas represas do Ribeirão das Cruzes e do Ribeirão das Anhumas e na água tratada da ETA-Fonte Luminosa, visto que para alguns metais foram registradas concentrações superiores aos limites estabelecidos pelas legislações vigentes, para águas naturais e para água potável, sendo estes resultados preocupantes.
- Realizar testes de toxicidade com amostras de sedimento das represas, uma vez que o sedimento é um componente importante do ecossistema aquático, pois, além de fornecer substrato para uma grande variedade de organismos, ele funciona como um depósito dos inúmeros contaminantes de baixa solubilidade.
- Realizar testes de toxicidade para as represas utilizando várias espécies, de diferentes níveis tróficos, e avaliando diferentes parâmetros (sobrevivência, reprodução, crescimento), já que nenhuma espécie é a mais sensível para todos os tóxicos. Além disso, os agentes tóxicos não afetam os mesmos processos metabólicos, o que acaba resultando em efeitos diversos.
- Estudar detalhadamente o fitoplâncton das represas de captação, tendo em vista a importância das algas em águas de abastecimento.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, W.J.; KIMERLE, R.A.; BARNETT Jr., J.W. (1992). Sediment quality and aquatic life assessment. *Environmental Science & Technology*, v.26, n.10, p.1865-73.
- ADAMS, W.J. (1995). Aquatic toxicology testing methods. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON Jr., G. A.; CAIRNS Jr., J., eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers. p.25-46.
- ALIBONE, M.R.; FAIR, P. (1981). The effects of low pH on the respiration of *Daphnia magna* Straus. *Hydrobiologia*, v.85, n.2, p.185-188.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (1995). APHA/AWWA/WEF - *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19.ed. New York.
- ARAGÃO, M.A.; BURATINI, S.V. (2000). Caracterização da dureza de águas superficiais do Estado de São Paulo. In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA, 6., São Carlos, 2000. *Resumos*. São Carlos, USP/IPEN/SETAC. p.126.
- AZEVEDO, S.M.F.O. (2000). Cianobactérias e eutrofização. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL Represa do Lobo-Broa - 30 anos de Pesquisa em Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade e Bases Científicas para o Gerenciamento da Eutrofização, São Carlos, 2000. *Resumos*. São Paulo, IIE/USP/UFSCar. p.20.

- AZEVEDO, S.M.F.O. (2001). Cianobactérias e cianotoxinas como novos parâmetros necessários para avaliação da qualidade da água para consumo humano no Brasil. *Boletim Ficológico*, ano 19, 1ºsem., p.5.
- BARBOSA, R.M. (2000). *Avaliação do impacto de lodos de estações de tratamento de água à biota aquática através de estudos ecotoxicológicos*. São Carlos. 200p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BAUDO, R. (1987). Ecotoxicological testing with *Daphnia*. In: PETERS, R.H.; DE BERNARDI, R., eds. *Daphnia. Memorie Dell' Istituto Italiano Di Idrobiologia Dr. Marco de Marchi*, Consiglio Nazionale Delle Ricerche, v.45, p.461-82.
- BERG, K. et al. (1987). Investigation of a toxic water-bloom of *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) in Lake Akersvatn, Norway. *Hydrobiologia*, v.144, n.2, p.97-104.
- BEYRUTH, Z. et al. (1992). Toxic algae in freshwaters of São Paulo State. In: CORDEIRO-MARINO, M. et al., eds. *Algae and environmental: a general approach*. São Paulo, Sociedade Brasileira de Ficologia. p.53-64.
- BICUDO, C.E.M.; BICUDO, R.M.T. (1970). *Algas de águas continentais brasileiras*. FUNBEC. São Paulo. 229p.
- BICUDO, C.E.M. (1990). Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnol. Bras.*, v.3, p.459-475.
- BOHRER, M.B.C. (1995). *Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do sistema de tratamentos dos efluentes líquidos industriais (SITEL) do Pólo Petroquímico do Sul, Triunfo, RS, através da comunidade zooplancônica*. São Carlos. 469p. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos.
- BOHRER, M.B.C. et al. (2000). Avaliação da toxicidade aguda e crônica da água dos pontos de captação da SABESP, bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, SP. In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA, 6., São Carlos, 2000. *Resumos*. São Paulo, USP/IPEN/SETAC. p.64.

- BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. (1989). *Aquatic ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies*. v.2. Boca Raton, CRC Press.
- BOURRELY, P. (1966). *Les algues d'eau douce. Tome I: les algues vertes*. Paris, Éditions N. Boubée.
- BOURRELY, P. (1968). *Les algues d'eau douce. Tome II: les algues jaunes et brunes*. Paris, Éditions N. Boubée.
- BOURRELY, P. (1970). *Les algues d'eau douce. Tome III: les algues bleues et rouges*. Paris, Société Nouvelle des Éditions Boubée.
- BOWLING, L. (1994). Occurrence and possible causes of a severe cyanobacterial bloom in Lake Carlligo, New South Wales. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, v.45, p.737-45. /Resumo em *Biological Abstracts*, 1995, Ref.71299/
- BRANCO, S.M. (1986). *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. São Paulo, CETESB/ASCETESB.
- BRANCO, S.M. (1991). A água e o homem. In: PORTO, R.L.P., org. *Hidrologia Ambiental*. v.3. São Paulo, Edusp/ABRH. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos). p.3-26.
- BRANCO, S.M. (1999). Água, meio ambiente e saúde. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G., orgs. *Águas Doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo, Escrituras Editora. Cap.7, p.227-248.
- BRASIL. Leis, etc. (1986). Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 20, de 18 de junho de 1986. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 30 jul., p.11356.
- BRASIL. Leis, etc. (2001). Ministério da Saúde. Portaria n. 1.469, de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 22 fev., Seção 1, p.39.

- BRONDI, S.H.G. (2000). *Determinação de multiresíduos de agrotóxicos em águas de abastecimento do município de Araraquara: Ribeirão das Cruzes, Ribeirão das Anhumas e Córrego do Paiol*. São Carlos. 133p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BURLINGAME, G.A.; DANN, R.M.; BROCK, G.L. (1986). A case study of geosmin in Philadelphia's water. *Journal of American Water Works Association*, v.78, n.3, p.56-61, mar.
- CALHEIROS, D.F. (1993). *Ecotoxicologia de compostos organoclorados persistentes em um ecossistema eutrófico, Represa de Barra Bonita (Médio Tietê)*. São Carlos. 189p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CALLEGARO, V.L.M. (1981). Contribuição ao estudo das diatomáceas (Bacillariophyceae, Chrysophyta) da Lagoa-Represa de Tarumã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia. Sér. Bot.*, Porto Alegre. v.26, p.85-144, fev.
- CANTARELA, R.A. (1997). *Distribuição de manganês no reservatório de captação de água superficial para abastecimento público na cidade de Araraquara-SP*. Araraquara. 69p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Química de Araraquara, Universidade Estadual Paulista.
- CARVALHO, M.C. (2002). Problemática das florações de algas em reservatórios do Estado de São Paulo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA, 9., Aracruz, 2002. *Resumos*. Espírito Santo, SBFic. p.11.
- CENTURIÓN, R.E.B. et al. (1983). Destinação final da vinhaça produzida por destilaria de álcool. *Rev. DAE*, v.134, p.107-112.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1986). *Desenvolvimento de métodos para o estabelecimento de critérios ecotoxicológicos*. São Paulo, CETESB. v.1. 174p. Relatório Técnico.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1991). *Norma Técnica L5.022. Água e teste de toxicidade crônica utilizando Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 (Cladocera, Crustacea). São Paulo, CETESB.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1998). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1999. 317p.
- CONNELL, D.W.; MILLER, G.J. (1984). *Chemistry and ecotoxicology of pollution*. John Wiley & Sons. 444p.
- CORSON, W.H. (1993). *Manual global de ecologia*. Trad. por Alexandre Gomes Caramuru. São Paulo, Augustus. 414p.
- COSTA, J.B.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (2000). Avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos no Médio Tietê Superior, SP. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL Represa do Lobo-Broa - 30 anos de Pesquisa em Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade e Bases Científicas para o Gerenciamento da Eutrofização, São Carlos, 2000. *Resumos*. São Paulo, IIE/USP/UFSCar. p.29.
- DEPARTAMENTO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO (2001). *Relatório das atividades*. Araraquara, DAAE. Jan.-nov.
- DI BERNARDO, L. (1993). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. v.1. Rio de Janeiro, ABES. 496p.
- DI BERNARDO, L. (1995). *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro, ABES.
- EMERSON, K.; RUSSO, R.C.; LUND, R.E. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J. Fish. Res. Board Can.*, v.32, n.12, p.2379-2383.
- ESTEVES, F.A. (1988). *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP. 576p.

- FALCONER, I.R. (1991). Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality*, v.6, n.2, p.177-84. /Resumo em *Biological Abstracts*, 1991, Ref.54785/
- FONSECA, A.L. (1991). *A biologia das espécies Daphnia leavis, Ceriodaphnia silvestrii (Crustacea, Cladocera) e Poecilia reticulata (Pisces, Poeciliidae) e o comportamento destes em testes de toxicidade aquática com efluentes industriais*. São Carlos. 210p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- FONSECA, A.L. (1997). *Avaliação da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba através de testes de toxicidade com invertebrados*. São Carlos. 184p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. (1983). *Metal pollution in the aquatic environment*. 2.ed. Berlin, Springer-Verlag. 486p.
- FRIEDRICH, G. (1991). Use of phytoplankton in monitoring rivers in the Federal Republic of Germany. In: WHITTON, B.A.; ROTT, E.; FRIEDRICH, G., eds. *Use of algae for monitoring rivers*. International Symposium, Düsseldorf, 1991. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. p.97-102.
- GERLOFF, G.C.; SKOOG, F. (1957). Availability of iron and manganese in southern Wisconsin lakes for the growth of *Microcystis aeruginosa*. *Ecology*, v.38, n.4, p.551-556.
- GOLDSTEIN, E.G.; ZAGATTO, P.A.; ARAÚJO, R.P.A.; BERTOLETTI, E. (1983). Avaliação da toxicidade dos principais despejos industriais da região de E.Q.R. - Suzano, através de ensaios biológicos. *Rev. Dae*, v.132, p.42-47.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. (1969). *Methods for chemical analysis of fresh waters*. Oxford, Blackwell Scientific Publications. p.116-120.

- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, R. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. 2.ed. IBP. Handbook, 8, Oxford, Blackwell Science Publishers.
- GULLEY, D.D.; BOELTER, A.M.; BERGMAN, H.L. (1991). *Toxstat version 3.3*.
- HAMILTON, M.A.; RUSSO, R.C.; THURSTON, R.V. (1977). Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science and Technology*, v.11, n.7, p.714-9. Correction: v.12, n.4, p.417 (1978).
- HANAI, F.Y. (1997). *Caracterização qualitativa e quantitativa de esgotos sanitários*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- HAPPEY-WOOD, C.M. (1988). Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREEN, C.D., ed. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press. p.175-226.
- HEBERT, P.D.N. (1978). The population biology of *Daphnia* (Crustacea, Daphnidae). *Biol. Rev.*, v.53, p.387-426.
- HEYNIG, H. (1986). Mass development by a member of the *Oscillatoria agardhii* (*Oscillatoria rubescens*) group in some of the Halle District (East Germany). *Archiv fuer Protistenkunde*, v.131, n.1/2, p.171-6. /Resumo em *Biological Abstracts*, 1986, Ref.32764/
- HIDROSAN ENGENHARIA S/C LTDA (2000). *Ensaio de demanda de cloro e de dióxido de cloro na pré-oxidação das águas dos mananciais Ribeirão das Cruzes e Anhumas da ETA-Fonte Luminosa*. São Carlos. Relatório.
- HÜRLIMANN, J.; SCHANZ, F.; UEHLINGER, U. (1991). Use of algae for monitoring rivers in Switzerland. In: WHITTON, B.A.; ROTT, E.; FRIEDRICH, G., eds. *Use of algae for monitoring rivers*. International Symposium, Düsseldorf, 1991. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. p.169-173.

- HUTCHINSON, G.E. (1957). *A treatise on limnology*. v.1. New York, John Wiley & Sons. 1015p.
- HUTCHINSON, G.E. (1967). *A treatise on limnology*. v.2. New York, John Wiley & Sons.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE (1990). *Manual de testes para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos*. 2.ed. Brasília, IBAMA.
- IVANOVA, M.B. (1969). The influence of active water reaction on the filtering rate of Cladocera. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, v.16, p.115-124.
- IZAGUIRRE, G.; TAYLOR, W.D. (1998). A *Pseudanabaena* species from Castaic Lake, California, that produces 2-methylisoborneol. *Water Research*, v.32, n.5, p.1673-77, may.
- JARDIM, F.A. (2002). Florações de cianobactérias como fator determinante no tratamento de água. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA, 9., Aracruz, 2002. *Resumos*. Espírito Santo, SBFic. p.22.
- KOROLEFF, F. (1976). Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K., ed. *Methods of sea water analysis*. Verlag. Chemie Weinheim. p.117-81.
- KRISTIN DAY; KAUSHIK, N.K. (1987). An assessment of the chronic toxicity of the synthetic pyrethroid, fenvalerate, to *Daphnia galeata mendotae*, using the life tables. *Environ. Pollut.*, v.44, p.13-26.
- MACKERETH, F.J.H., HERON, J., TALLING, J.F. (1978). *Water analysis*: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association. Scientific Association. Kendall/Titus Wilson & Son Ltd. 117p.
- MAGRIN, A.G.E.; SENNA, P.A.C. (1997). Composição e dinâmica de diatomáceas planctônicas em uma lagoa da planície de inundação do médio Mogi-Guaçu, Estado de São Paulo, Brasil. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., São Carlos, 1996. *Anais*. v.3, p.247-276. São Paulo, PPG-ERN/UFSCar.

- MARGALEF, R. (1983). *Limnologia*. Barcelona, Omega. 1010p.
- MATHEUS, C.E.; MORAES, A.J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. (1995). *Manual de análises limnológicas*. São Carlos. 63p.
- MATSUMOTO, A.; DEGUCHI, Y. (1987). An earthy-musty odor problem in the reservoir on Toshima Island in Tokyo (Japan). *Bulletin of the College of Agriculture and Veterinary Medicine Nihon University*, n.44, p.142-6. /Resumo em *Biological Abstracts*, 1989, Ref.42338/
- MELANCON, M.J. (1995). Bioindicators used in aquatic and terrestrial monitoring. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON Jr., G. A.; CAIRNS Jr., J., eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers. p.220-240.
- MELETTI, P. C. (1997). *Avaliação da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba através de testes de toxicidade aguda com peixes*. São Carlos. 149p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MERSCHHEMKE, C. (1991). Development, testing and installation of automatic bioassays along the river Rhine. In: WHITTON, B.A.; ROTT, E.; FRIEDRICH, G., eds. *Use of algae for monitoring rivers*. International Symposium, Düsseldorf, 1991. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. p.119-122.
- MITCHELL, S.A. (1992). The effect of pH on *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotifera). *Hydrobiologia*, v.245, n.2, p.87-93.
- MOORE, J.W.; RAMAMOORTHY, S. (1984). *Heavy metals in natural waters applied monitoring and impact assessment*. New York, Springer-Verlag. 279p.
- MURPHY, T.P.; LEAN, D.R.S.; NALEWAJKO, C. (1976). Blue-green algae: their excretion of iron-selective chelators enables them to dominate other algae. *Science*, 192, p.900-902.
- O'BRIEN, J.W. (1972). Photosynthetically elevated pH as a factor in zooplankton mortality in nutrient enriched ponds. *Ecology*, v.53, n.4, p.605-613.

- OLIVEIRA, H.T. (1988). *Utilização da vinhaça como meio de cultivo para Chlorella vulgaris*. São Carlos. 146p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de São Carlos.
- OLIVEIRA NETO, A.L. (2000). *Toxicidade de alguns metais pesados (Cd, Cr e Pb) em organismos planctônicos lacustres de região subtropical*. São Carlos. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PAIN, D.J. (1995). Lead in the environment. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON Jr., G. A.; CAIRNS Jr., J., eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers. p.356-391.
- PALMER, C.M. (1962). *Algas en abastecimientos de agua: manual ilustrado acerca de la identificación, importancia y control de las algas en los abastecimientos de agua*. México, Interamericana.
- PEREIRA, V.L.R. (1994). *Produção primária, composição do fitoplâncton e condições ecológicas do Reservatório do Guarapiranga, São Paulo - SP*. São Carlos. 255p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PERSOONE, G.; JANSSEN, C.R. (1993). Freshwater invertebrate toxicity tests. In: CALOW, P., ed. *Handbook of ecotoxicology*. Oxford, Blackwell Science Ltda. Cap.4, p.51-65.
- PERSSON, P.E. (1996). Cyanobacteria and off-flavours. *Phycology*, v.35, p.168-71, nov.
- PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S.J. de (1991). Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R.L.P., org. *Hidrologia Ambiental*. v.3. São Paulo, Edusp/ABRH. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos). p.27-66.
- PRESCOTT, G.W. (1970). *The freshwater algae*. Iowa, Wm. C. Brown Company Publishers. 348p.

- RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. eds. (1985). *Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications*. Washington, Hemisphere Publishing.
- RATTNER, B.A.; HEATH, A.C. (1995). Environmental factors affecting contaminant toxicity in aquatic and terrestrial vertebrates. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON Jr., G. A.; CAIRNS Jr., J., eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G., orgs. (1999). *Águas Doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo, Escrituras Editora. 717p.
- REBOUÇAS, A.C. (1999). Água doce no Brasil e no mundo. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G., orgs. *Águas Doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo, Escrituras Editora. Cap.1, p.1-37.
- REYNOLDS, C.S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press. 384p.
- REYNOLDS, C.S. (1988). The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Verh. Int. Verein. theor. angew. Limnol.*, v.23, p.683-691.
- REYNOLDS, C.S. et al. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. (Review). *Journal of Plankton Research*, v.24, n.5, p.417-428.
- RIETZLER, A.C.; LOPES, G.P. (2000). Avaliação da qualidade da água e do sedimento da bacia da Pampulha através de testes de toxicidade aguda e crônica com microcrustáceos. In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA, 6., São Carlos, 2000. *Resumos*. São Paulo, USP/IPEN/SETAC. p.72.
- ROCHA, A.A. (1992). Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO-MARINO, M. et al., eds. *Algae and environmental: a general approach*. São Paulo, Sociedade Brasileira de Ficologia. p.34-52.

- ROCHA, J.C.; HIRCHE, R.N. (1994). Determinação de metais totais e metais solúveis em "água bruta" e em água tratada amostradas em represas de captação e estação de tratamento de água (ETA) de Araraquara, SP. Parte I - 1993. *Ecl. Quím.*, v.19, p.105-117.
- ROCHA, O. (1983). *The influence of food-temperature combinations on the duration of development, body size, growth and fecundity of Daphnia species*. Doctor of Philosophy of the University of London Royal Holloway College. 337p.
- ROS, J. (1979). *Practica de ecologia*. Barcelona, Omega. 181p.
- SABATER, S. (1995). Algae in urban drinking waters in N. E. Spain. *Journal of Applied Phycology*, v.7, n.5, p.455-60.
- SANTOS, A. (1999). *Distribuição de metais no reservatório de captação de água superficial Anhumas - Américo Brasiliense - SP*. São Carlos. 147p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SCARAFIA, M.E.; AGNESE, A.M.; CABRERA, J.L. (1995). *Microcystis aeruginosa*: behaviour and toxic features in San Roque Dam (Argentina). *Natural Toxins*, v.3, n.2, p.75-7. /Resumo em *Biological Abstracts*, 1995, Ref.29322/
- SCHIEFELE, S.; SCHREINER, C. (1991). Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In: WHITTON, B.A.; ROTT, E.; FRIEDRICH, G., eds. *Use of algae for monitoring rivers*. International Synposium, Düsseldorf, 1991. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. p.103-110.
- SOARES, A.M.V.M. (1990). Ecotoxicologia e determinação de riscos ecológicos. Prática e Perspectivas. In: CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE DO AMBIENTE, 2., Lisboa, 1990. v.1, B43-B52.
- SOLOMON, K.R. (2000). Ecotoxicology and environmental risk assessment. In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA, 6., São Carlos, 2000. *Resumos*. São Paulo, USP/IPEN/SETAC. p.25.

- SOMMER, U. (1988). Growth and survival strategies of phytoplanktonic diatoms. In: SANDGREEN, C.D., ed. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press. p.227-260.
- STEYNBERG, M.C. et al. (1996). Chlorine and chlorine dioxide: pre-oxidants used as algocide in potable water plants. *Aqua*, v.45, n.4, p.162-170./Resumo em *Biological Abstracts*, 1996, Ref.123690/
- STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. (1960). A manual of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, v.125, p.1-18.
- TALLING, J.F. (1966). Photosynthetic behaviour in stratified and unstratified lake population of a planktonic diatom. *J. ecol.*, v.54, n.1, p.99-127.
- TAUK, S.M. (1989). Vinhaça: resíduo ou subproduto? *Ciênc. Hoje*, v.9, p.68-72.
- 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. São Paulo*, v.24, p.23-41.
- TRAINOR, F.R. (1984). Indicator algae assays: laboratory and field approaches. In: SHUBERT, L.E., ed. *Algae as ecological indicators*. London, Academic Press. Cap.1; p.3-14.
- TUSCHALL Jr., J.R.; BREZONIK, P.L. (1980). Characterization of organic nitrogen in natural waters: its molecular size, protein content, and interactions with heavy metals. *Limnol. Oceanogr.*, v.25, n.3, p.495-504.
- UTERMÖHL, H. (1958). Zur Vervollkommen der quantitativen phytoplankton methodic. *Int. Verein. theor. angew. Limnol. Mitt.*, v.9, p.1-38.
- VALDERRAMA, J.C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marc. Chem.*, v.10, p.1109-22.

- VASCONCELOS, V.M. (1994). Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Portuguese fresh waters. *Archiv fuer Hydrobiologie*, v.130, n.4, p.439-51. /Resumo em *Biological Abstracts*, 1994, Ref.94685/
- VIEIRA, J.M.S. et al. (2000). Cianobactérias tóxicas em uma represa de abastecimento de águas da Região Amazônica do Brasil. In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA, 6., São Carlos, 2000. *Resumos*. São Paulo, USP/IPEN/SETAC. p.50.
- VIJVERBERG, J. (1989). Culture techniques for studies on the growth, development and reproduction of copepods and cladocerans under laboratory and "in situ" conditions: a review. *Fresh. Biol.*, v.21, p.317-373.
- VISWANATHAN, P.N. et al. (1988). Biomonitoring and freshwater ecotoxicology. In: KRUIJF, H.A.M.; ZWART, D.; VISWANATHAN, P.N.; RAY, P.K. eds, *Manual on aquatic ecotoxicology*. New Delhi, Allied Publishers Private Ltd. Cap.5, p.22-28.
- WAALKES, M.P.; ANVER, M.R.; DIWAN, B.A. (1999). Chronic toxic and carcinogenic effects of oral cadmium in the noble (NBL/Cr) rat: induction of neoplastic and proliferative lesions of the adrenal, kidney, prostate, and testes. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, v.58, n.4, p.199-214, Oct. /Resumo em *Biological Abstracts*, 2000/
- WERNER, V.R. et al. (2000). Ocorrência de floração de cianofíceas (cianobactéria) tóxica na Represa de Itaúba, Rio Grande do Sul, Brasil. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL Represa do Lobo-Broa - 30 anos de Pesquisa em Limnologia, Gerenciamento e Participação da Comunidade e Bases Científicas para o Gerenciamento da Eutrofização, São Carlos, 2000. *Resumos*. São Paulo, IIE/USP/UFSCar. p.44.
- WETZEL, R.G. (1993). *Limnologia*. Trad. por Maria José Boavida. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian.
- WHITTON, B.A.; ROTT, E.; FRIEDRICH, G., eds. (1991). *Use of algae for monitoring rivers*. International Symposium, Düsseldorf. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.

- WHITTON, B.A.; ROTT, E., eds. (1996). *Use of algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- WILLÉN, E. (1991). Planktonic diatoms - an ecological review. *Algological Studies*, v.62, p.69-106.
- WREN, C.D.; HARRIS, S.; HARTTRUP, N. (1995). Ecotoxicology of mercury and cadmium. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON Jr., G. A.; CAIRNS Jr., J., eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers. p.392-423.
- ZAGATTO, P.A. et al. (1985). Ensaios biológicos com organismos aquáticos: toxicidade de águas e sedimento de rios da região de Cubatão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13., Maceió, 1985. *Anais*. Alagoas, ABES. p.1-11.
- ZAGATTO, P.A. (1988). Sensibilidade de *Daphnia similis*: controle e qualidade de culturas. *Ambiente*, v.2, n.2, p.79-83.
- ZAGATTO, P.A. (2000). A utilização dos ensaios ecotoxicológicos no controle da poluição hídrica no Estado de São Paulo. In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA, 6., São Carlos, 2000. *Resumos*. São Paulo, USP/IPEN/SETAC. p.26.
- ZARA, L.F. (1997). *Estudo das interações entre Mn, Ni, Cu, Cd e Pb com ácido húmico aquático utilizando resina de fosfato de celulose (FOSFEL)*. Araraquara. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Química de Araraquara, Universidade Estadual Paulista.

ANEXOS

ANEXO A

TABELA A-1 - Características físicas e químicas da água da represa do Ribeirão das Anhumas, Araraquara (SP), registradas durante as coletas, no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.

	Temperatura (°C)	Condutividade (µS/cm)	Turbidez (UNT)	pH	O.D. (mg/L)
limite	-	-	100	6,0 a 9,0	5,0
21/12/00	22,5	30,0	5	5,00	3,14
19/01/01	25,1	34,0	3	7,00	3,24
14/03/01	24,5	32,0	4	6,12	3,71
16/04/01	21,8	31,0	-	6,60	4,30
18/05/01	17,2	30,0	4	6,44	4,10
19/06/01	18,9	29,0	4	6,19	4,11
13/07/01	17,0	31,3	4	6,25	5,39
20/08/01	18,6	31,6	6	6,43	4,93
25/09/01	21,4	34,0	4	6,27	3,46
23/10/01	21,9	38,0	-	6,90	4,00
22/11/01	24,7	33,3	-	6,27	3,13

Obs.: os valores em **negrito** correspondem àqueles que não atendem aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.

TABELA A-2 - Características físicas e químicas da água registradas durante as coletas na represa do Ribeirão das Cruzes, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 20/86 para águas de Classe 2.

	Secchi (m)	Temperatura (°C)	Condutividade (µS/cm)	Turbidez (UNT)	pH	O.D. (mg/L)
limite	-	-	-	100	6,0 a 9,0	5,0
21/12/00	0,50	25,2	50,3	21	5,86	6,27
19/01/01	0,25	26,0	52,0	80	7,76	6,45
14/03/01	0,40	25,2	46,0	23	7,33	7,05
16/04/01	0,40	23,5	46,0	-	7,55	7,64
18/05/01	0,30	17,9	54,0	61	6,81	4,70
19/06/01	0,60	19,6	40,0	29	6,52	5,54
13/07/01	0,70	18,6	41,6	20	7,29	6,38
20/08/01	0,60	20,3	38,3	18	6,85	6,12
25/09/01	0,40	22,6	46,0	45	7,18	7,09
23/10/01	0,30	22,8	49,0	-	7,10	7,40
22/11/01	0,60	26,3	41,0	-	6,98	8,49

Obs.: os valores em **negrito** correspondem àqueles que não atendem aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 20/86 para águas de Classe 2.

TABELA A-3 - Características físicas e químicas da água registradas durante as coletas na entrada (após a aplicação de cal) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

Data	Temperatura (°C)	Condutividade (μS/cm)	Turbidez (UNT)	pH	O.D. (mg/L)
21/12/00	24,6	44,0	35	6,90	6,92
19/01/01	25,9	109,6	-	9,28	6,43
14/03/01	25,2	92,3	-	9,21	6,98
16/04/01	23,0	84,6	-	8,94	7,37
18/05/01	18,6	128,0	40	9,84	6,55
19/06/01	20,0	235,0	68	10,41	5,65
13/07/01	18,7	112,3	19	10,00	6,80
20/08/01	20,2	40,0	13	7,11	6,60
25/09/01	22,6	174,0	58	10,53	5,97
23/10/01	23,0	113,0	-	9,90	6,96
22/11/01	26,1	97,0	-	9,84	5,79

TABELA A-4 - Características físicas e químicas da água tratada da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), registradas durante as coletas, no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limites estabelecidos pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

	Temperatura (°C)	Condutividade (µS/cm)	Turbidez (UNT)	pH	O.D. (mg/L)
limite	-	-	5	6,0 a 9,5	-
21/12/00	24,6	103,0	3	8,35	6,89
19/01/01	26,0	105,3	-	8,90	6,48
14/03/01	25,2	100,0	-	6,88	7,05
16/04/01	23,0	105,3	-	6,30	7,30
18/05/01	18,5	133,3	-	6,75	6,77
19/06/01	20,1	95,0	-	8,41	9,02
13/07/01	18,7	108,0	-	8,85	7,06
20/08/01	20,4	93,3	-	8,86	6,86
25/09/01	22,6	105,0	-	9,13	6,06
23/10/01	23,1	134,0	-	7,60	6,20
22/11/01	26,1	83,0	-	8,77	6,42

Obs.: os valores em **negrito** correspondem àqueles que não atendem aos padrões estabelecidos pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

TABELA A-5 - Valores das concentrações de nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), amônia (NH_4), nitrogênio total (N total), fosfato total dissolvido (PTD), fosfato inorgânico dissolvido (PID), fósforo total (P total), em $\mu\text{g/L}$, e silicato (mg/L) para as amostras de água da represa do Ribeirão das Anhumas, Araraquara (SP), coletadas no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

Data	NO_2 ($\mu\text{g/L}$)	NO_3 ($\mu\text{g/L}$)	NH_4 ($\mu\text{g/L}$)	N total ($\mu\text{g/L}$)	PTD ($\mu\text{g/L}$)	PID ($\mu\text{g/L}$)	P total ($\mu\text{g/L}$)	Silicato (mg/L)
21/12/00	2,06	100,52	66,79	411,28	14,77	1,67	22,92	4,52
19/01/01	1,86	108,54	35,31	330,39	13,86	1,67	20,97	5,59
14/03/01	1,49	84,70	43,08	192,11	17,68	14,86	40,87	6,86
16/04/01	1,15	108,54	46,19	307,59	4,84	2,11	15,75	7,19
18/05/01	1,18	131,21	44,24	313,46	14,01	3,29	19,01	5,65
19/06/01	1,44	242,42	50,85	445,85	9,27	2,84	18,03	2,88
13/07/01	1,44	198,27	50,85	318,00	11,26	3,58	17,70	5,35
20/08/01	2,62	120,81	38,42	254,72	12,48	6,21	19,33	4,26
25/09/01	1,21	83,52	50,85	247,55	10,34	5,92	20,64	4,53
23/10/01	1,10	59,43	20,54	158,19	11,57	7,09	18,68	4,52
22/11/01	1,95	45,27	22,87	180,36	10,34	7,68	23,25	8,86

TABELA A-6 - Valores das concentrações de nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), amônia (NH_4), nitrogênio total (N total), fosfato total dissolvido (PTD), fosfato inorgânico dissolvido (PID), fósforo total (P total), em $\mu\text{g/L}$, e silicato (mg/L) para as amostras de água coletadas na represa do Ribeirão das Cruzes, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

Data	NO_2 ($\mu\text{g/L}$)	NO_3 ($\mu\text{g/L}$)	NH_4 ($\mu\text{g/L}$)	N total ($\mu\text{g/L}$)	PTD ($\mu\text{g/L}$)	PID ($\mu\text{g/L}$)	P total ($\mu\text{g/L}$)	Silicato (mg/L)
21/12/00	3,99	117,99	75,34	451,07	14,62	0,06	25,53	6,28
19/01/01	3,85	125,78	34,14	438,68	16,46	2,40	26,84	5,70
14/03/01	4,61	97,45	59,01	205,80	19,36	13,69	43,48	6,15
16/04/01	4,44	71,71	32,20	297,13	6,68	2,98	22,60	6,93
18/05/01	3,73	126,49	106,82	261,25	18,90	2,40	24,88	5,60
19/06/01	2,40	174,18	47,35	426,93	10,50	3,73	22,27	4,93
13/07/01	4,84	193,54	90,50	346,70	12,79	2,99	24,23	5,26
20/08/01	2,29	88,24	95,94	335,61	13,40	11,78	24,88	6,18
25/09/01	6,66	96,74	29,09	314,74	18,90	8,56	32,06	3,36
23/10/01	3,08	60,85	28,31	170,58	15,84	7,09	36,62	6,53
22/11/01	1,83	28,74	7,32	199,28	11,57	5,33	43,80	7,02

TABELA A-7 - Valores das concentrações de nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), amônia (NH_4), nitrogênio total (N total), fosfato total dissolvido (PTD), fosfato inorgânico dissolvido (PID), fósforo total (P total), em $\mu\text{g/L}$, e silicato (mg/L) para as amostras de água coletadas na entrada (após a aplicação de cal) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

Data	NO_2 ($\mu\text{g/L}$)	NO_3 ($\mu\text{g/L}$)	NH_4 ($\mu\text{g/L}$)	N total ($\mu\text{g/L}$)	PTD ($\mu\text{g/L}$)	PID ($\mu\text{g/L}$)	P total ($\mu\text{g/L}$)	Silicato (mg/L)
21/12/00	3,20	121,29	52,80	413,89	14,01	1,96	19,33	6,33
19/01/01	2,68	120,59	43,08	392,36	17,68	0,20	32,71	7,04
14/03/01	2,97	112,09	38,80	212,98	17,83	14,86	42,17	6,27
16/04/01	3,14	124,13	26,75	325,83	10,95	5,92	22,92	7,09
18/05/01	2,34	142,54	64,07	388,44	22,56	5,04	32,05	5,81
19/06/01	3,28	210,07	59,79	408,67	11,72	3,28	32,38	6,11
13/07/01	3,59	225,18	65,62	372,14	13,40	5,04	28,14	6,35
20/08/01	2,68	90,13	43,86	229,94	13,40	7,09	27,82	6,58
25/09/01	5,52	105,24	87,39	227,33	10,65	6,21	55,22	6,97
23/10/01	1,83	64,63	25,98	159,49	15,54	10,03	35,65	6,69
22/11/01	1,32	42,43	19,76	183,63	17,07	12,08	47,39	8,18

TABELA A-8 - Valores das concentrações de nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), amônia (NH_4), nitrogênio total (N total), fosfato total dissolvido (PTD), fosfato inorgânico dissolvido (PID), fósforo total (P total), em $\mu\text{g/L}$, e silicato (mg/L) para as amostras de água tratada da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

Data	NO_2 ($\mu\text{g/L}$)	NO_3 ($\mu\text{g/L}$)	NH_4 ($\mu\text{g/L}$)	N total ($\mu\text{g/L}$)	PTD ($\mu\text{g/L}$)	PID ($\mu\text{g/L}$)	P total ($\mu\text{g/L}$)	Silicato (mg/L)
21/12/00	0,36	131,45	22,48	340,83	19,51	4,89	34,01	6,46
19/01/01	1,18	128,85	29,86	292,56	13,25	1,53	20,31	5,80
14/03/01	0,22	110,67	20,15	166,01	15,39	12,81	32,38	6,12
16/04/01	0,41	125,07	3,43	267,12	9,43	5,63	14,77	6,99
18/05/01	0,30	139,24	14,71	194,06	11,01	3,14	14,44	5,02
19/06/01	0,22	162,38	13,93	325,18	7,44	0,94	11,83	6,20
13/07/01	0,30	194,49	15,09	311,48	9,73	4,45	15,09	5,26
20/08/01	0,86	123,18	82,72	192,11	7,28	5,63	13,79	6,43
25/09/01	1,10	110,43	36,08	238,42	7,90	5,63	16,07	6,71
23/10/01	0,30	71,71	6,54	197,32	12,18	8,85	17,38	5,39
22/11/01	2,34	45,27	22,87	159,49	11,57	9,15	45,11	7,10

TABELA A-9 - Valores das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV), em mg/L, para as amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada e na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

Data	Ribeirão das Anhumas			Ribeirão das Cruzes			Entrada da ETA			Água tratada		
	SST	SSF	SSV	SST	SSF	SSV	SST	SSF	SSV	SST	SSF	SSV
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
21/12/00	8,1	5,9	2,2	12,3	10,3	2,0	12,4	10,1	2,3	4,2	3,2	1,0
19/01/01	2,0	0,4	1,6	30,0	26,4	3,6	41,8	37,2	4,6	0	0	0
14/03/01	6,1	2,7	3,4	11,2	8,0	3,2	12,5	8,9	3,6	0	0	0
16/04/01	4,3	2,3	2,0	10,8	7,4	3,4	10,8	7,6	3,2	0,6	0	0,6
18/05/01	4,4	2,2	2,2	28,2	23,3	4,9	22,3	16,8	5,5	2,0	0,6	1,4
19/06/01	3,2	1,4	1,8	14,0	10,8	3,2	41,0	37,8	3,2	0	0	0
13/07/01	2,2	1,0	1,2	7,5	4,9	2,6	10,8	7,6	3,2	0	0	0
20/08/01	3,8	2,3	1,5	9,0	6,6	2,4	6,6	5,4	1,2	0,4	0	0,4
25/09/01	4,7	2,5	2,2	21,0	17,1	3,9	56,0	51,7	4,3	0,2	0	0,2
23/10/01	5,3	2,4	2,9	27,7	23,5	4,2	26,8	22,3	4,5	0	0	0
22/11/01	5,7	3,3	2,4	10,8	7,6	3,2	10,9	8,5	2,4	0,4	0	0,4

TABELA A-10 - Valores das concentrações dos metais cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), zinco (Zn), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb) e cádmio (Cd), em mg/L, para as amostras de água da represa do Ribeirão das Anhumas, Araraquara (SP), coletadas no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.

	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)	Co (mg/L)	Cu (mg/L)	Cr (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)
limite	-	-	0,3 (solúvel)	0,1	0,025	0,18	0,2	0,02	0,05 (Cr ⁶) 0,5 (Cr ³)	0,03	0,001
21/12/00	8,201	6,140	11,491	1,490	ND	1,047	ND	0,032	0,011	0,116	0,007
19/01/01	7,955	5,897	10,636	1,598	ND	0,127	ND	0,046	0,184	0,548	0,015
14/03/01	6,965	5,124	8,398	1,350	ND	0,193	ND	0,052	0,125	0,751	0,015
16/04/01	6,644	5,190	7,488	1,293	0,236	0,170	ND	ND	0,382	1,212	0,044
18/05/01	4,952	4,750	6,786	0,834	0,151	0,211	ND	ND	0,592	1,255	0,059
19/06/01	6,349	5,198	5,944	1,194	0,091	0,117	ND	0,045	0,363	0,648	0,028
13/07/01	7,286	5,347	4,779	1,128	ND	0,249	ND	0,079	ND	0,302	ND
20/08/01	7,901	5,565	5,330	0,923	0,218	0,550	0,510	ND	0,317	0,916	0,091
25/09/01	8,576	5,987	8,886	0,979	0,385	0,618	0,705	ND	ND	1,173	0,151
23/10/01	8,423	5,860	10,780	0,788	0,151	0,731	0,751	ND	ND	1,504	0,160
22/11/01	9,840	6,658	11,647	1,572	0,313	0,708	0,981	ND	ND	1,501	0,188

Obs.: ND = inferior ao limite de detecção

Os valores em **negrito** correspondem àqueles que não atendem aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.

TABELA A-11 - Valores das concentrações dos metais cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), zinco (Zn), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb) e cádmio (Cd), em mg/L, para as amostras de água coletadas na represa do Ribeirão das Cruzes, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.

	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)	Co (mg/L)	Cu (mg/L)	Cr (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)
limite	-	-	0,3 (solúvel)	0,1	0,025	0,18	0,2	0,02	0,05 (Cr ⁶) 0,5 (Cr ³)	0,03	0,001
21/12/00	23,840	7,470	9,023	0,448	0,006	0,648	ND	0,031	0,012	0,080	0,007
19/01/01	19,408	6,173	16,048	0,360	ND	0,191	ND	0,052	0,102	0,408	0,010
14/03/01	19,475	6,171	9,367	0,478	ND	0,131	ND	0,062	0,129	0,519	ND
16/04/01	19,998	6,343	8,026	0,374	0,315	0,163	ND	0,018	0,468	0,980	0,041
18/05/01	13,029	5,930	15,130	0,315	0,249	0,210	ND	0,012	0,609	1,216	0,055
19/06/01	17,104	5,836	10,227	0,329	ND	0,130	ND	0,054	0,258	0,592	0,035
13/07/01	20,737	6,065	7,241	0,322	ND	0,102	ND	0,080	ND	0,171	ND
20/08/01	18,939	5,227	6,809	0,255	0,474	0,544	0,606	0,018	0,268	1,105	0,102
25/09/01	24,022	6,105	12,494	0,288	0,238	0,693	0,644	ND	ND	2,197	0,151
23/10/01	21,434	5,477	12,764	0,299	0,398	0,629	0,795	ND	ND	2,024	0,185
22/11/01	24,324	6,085	8,183	0,276	0,489	0,631	0,958	ND	ND	2,517	0,172

Obs.: ND = inferior ao limite de detecção

Os valores em **negrito** correspondem àqueles que não atendem aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20/86 para águas de Classe 2.

TABELA A-12 - Valores das concentrações dos metais cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), zinco (Zn), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb) e cádmio (Cd), em mg/L, para as amostras de água coletadas na entrada (após a aplicação de cal) da ETA-Fontre Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

Data	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)	Co (mg/L)	Cu (mg/L)	Cr (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)
21/12/00	18,610	6,960	10,680	0,391	0,005	0,497	ND	0,093	0,017	0,038	0,005
19/01/01	64,497	5,984	12,722	0,372	ND	0,275	ND	0,090	0,061	0,429	0,022
14/03/01	51,703	5,994	12,982	0,433	ND	0,288	ND	0,217	0,115	0,646	0,023
16/04/01	54,849	5,770	7,863	0,461	0,156	0,126	ND	0,141	0,382	0,870	0,025
18/05/01	57,224	5,127	9,213	0,229	0,283	0,250	ND	0,020	0,628	0,835	0,050
19/06/01	60,32	3,214	4,504	0,163	ND	0,225	ND	0,046	0,200	0,335	0,021
13/07/01	77,046	6,246	7,047	0,273	ND	0,142	ND	0,079	0,220	0,221	ND
20/08/01	20,024	5,533	6,196	0,200	0,074	0,545	0,497	ND	0,333	1,349	0,118
25/09/01	141,06	6,818	11,015	0,180	0,021	0,617	0,586	ND	0,190	1,523	0,155
23/10/01	92,911	6,346	11,717	0,303	0,308	0,686	0,758	0,002	ND	1,555	0,166
22/11/01	74,456	6,257	8,937	0,320	0,090	0,727	0,953	0,020	ND	2,455	0,173

Obs.: ND = inferior ao limite de detecção

TABELA A-13 - Valores das concentrações dos metais cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), zinco (Zn), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb) e cádmio (Cd), em mg/L, para as amostras de água tratada da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro); limites estabelecidos pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Ni (mg/L)	Zn (mg/L)	Co (mg/L)	Cu (mg/L)	Cr (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)
limite	-	-	0,3	0,1	-	5,0	-	2,0	0,05	0,01	0,005
21/12/00	68,920	6,920	0,721	0,022	ND	0,458	ND	0,036	ND	0,092	0,010
19/01/01	54,019	4,970	0,574	0,012	ND	0,375	ND	0,056	0,001	0,418	0,033
14/03/01	59,111	6,621	0,404	0,011	ND	0,127	ND	0,041	0,078	0,460	0,010
16/04/01	53,469	5,633	1,242	0,042	0,272	0,214	ND	0,019	0,427	0,807	0,052
18/05/01	72,277	6,160	1,205	1,643	0,280	0,180	ND	0,039	0,422	1,159	0,072
19/06/01	54,123	5,913	0,217	0,039	0,347	0,051	ND	0,051	0,313	0,511	0,030
13/07/01	68,815	5,669	0,265	ND	ND	0,039	ND	0,072	0,034	0,302	ND
20/08/01	42,421	4,026	0,730	ND	0,017	0,491	0,640	ND	0,167	1,268	0,096
25/09/01	74,310	5,657	0,624	ND	0,459	0,618	0,557	ND	0,005	1,206	0,121
23/10/01	89,360	6,024	1,351	0,024	0,223	0,671	0,568	ND	ND	1,517	0,150
22/11/01	59,769	5,861	1,296	ND	0,362	0,639	1,118	ND	ND	1,416	0,216

Obs.: ND = inferior ao limite de detecção

Os valores em **negrito** correspondem àqueles que não atendem aos padrões estabelecidos pela Portaria nº 1.469/00 para água potável.

TABELA A-14 - Percentual de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade aguda (48 horas) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em janeiro e em março/2001.

Data	Local	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final
Janeiro/2001	Controle	30	30	0	7,4	7,5	-	-	-	-
	Anhumas	30	30	0	7,2	7,3	-	-	-	-
	Cruzes	30	30	0	7,8	7,5	-	-	-	-
	ETA-E	30	30	0	9,3	8,0	-	-	-	-
	ETA-S	30	0	100	9,4	7,7	-	-	-	-
Março/2001	Controle	30	29	3,3	7,5	7,6	-	-	48	40
	Anhumas	30	30	0	7,0	7,2	-	-	20	20
	Cruzes	30	29	3,3	7,4	7,6	-	-	32	32
	ETA-E	30	29	3,3	9,3	8,1	-	-	44	44
	ETA-S	30	29	3,3	7,7	7,8	-	-	48	44

TABELA A-15 - Percentual de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade aguda (48 horas) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em abril e em maio/2001.

Data	Local	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final
Abril/2001*	Controle	30	23	23,3	7,2	7,6	-	-	40	40
	Anhumas	30	26	13,3	7,0	7,3	-	-	16	12
	Cruzes	30	17	43,3	7,4	7,8	-	-	16	16
	ETA-E	30	8	73,3	9,5	8,0	-	-	32	32
	ETA-S	30	0	100	7,7	7,9	-	-	32	32
Maio/2001	Controle	20	20	0	7,4	7,6	155,0	153,0	48	44
	Anhumas	20	20	0	7,0	7,3	35,3	39,2	12	12
	Cruzes	20	20	0	7,3	7,5	49,7	51,7	16	16
	ETA-E	20	20	0	9,5	8,0	108,8	113,9	40	40
	ETA-S	20	19	5	7,6	7,7	130,1	133,8	40	40
	ETA-S (a.a.)	20	19	5	7,5	7,7	136,2	139,9	40	40

* teste invalidado: mortalidade acima de 10% no controle

a.a. = após aeração para a eliminação do cloro

TABELA A-16 - Percentual de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade aguda (48 horas) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em junho e em julho/2001.

Data	Local	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final
Junho/2001	Controle	30	30	0	7,2	7,3	135,5	143,0	40	40
	Anhumas	30	30	0	6,5	7,0	35,3	39,3	12	12
	Cruzes	30	30	0	6,9	7,2	44,8	48,2	12	16
	ETA-E	30	30	0	9,7	7,8	118,2	111,9	36	36
	ETA-S	30	0	100	7,0	7,3	106,2	115,1	32	32
	ETA-S (a.a.)	30	28	6,7	7,1	7,2	108,0	112,3	32	32
Julho/2001	Controle	30	30	0	7,5	7,6	164,3	176,0	48	48
	Anhumas	30	30	0	6,9	7,0	38,9	43,4	12	14
	Cruzes	30	30	0	7,0	7,3	50,1	56,5	16	18
	ETA-E	30	28	6,7	9,7	7,7	110,2	117,8	44	52
	ETA-S	30	0	100	8,0	7,4	124,4	128,2	46	46
	ETA-S (a.a.)	30	10	66,7	7,1	7,2	125,3	131,7	44	50

a.a. = após aeração para a eliminação do cloro

TABELA A-17 - Percentual de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade aguda (48 horas) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em agosto e em setembro/2001.

Data	Local	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final
Agosto/2001	Controle	30	30	0	7,2	7,3	116,4	120,7	44	48
	Anhumas	30	29	3,3	6,7	7,1	35,7	38,7	12	12
	Cruzes	30	30	0	6,8	7,2	43,9	47,1	12	14
	ETA-E	30	29	3,3	7,2	7,2	47,9	57,3	18	20
	ETA-S	30	0	100	8,2	7,3	104,5	111,7	38	42
	ETA-S (a.a.)	30	29	3,3	7,3	7,3	110,1	114,7	40	44
Setembro/2001	Controle	30	30	0	7,2	7,4	163,1	162,4	48	46
	Anhumas	30	30	0	6,2	6,5	38,8	48,9	12	12
	Cruzes	30	30	0	6,6	7,0	56,2	59,1	16	18
	ETA-E	30	28	6,7	10,1	8,2	131,5	98,8	40	36
	ETA-S	30	0	100	8,6	7,5	115,4	123,1	44	40
	ETA-S (a.a.)	30	30	0	7,0	7,4	118,4	118,8	38	38

a.a. = após aeração para a eliminação do cloro

TABELA A-18 - Percentual de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade aguda (48 horas) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em outubro e em novembro/2001.

Data	Local	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Dureza ($\text{mg}/\text{L CaCO}_3$)	
		inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final
Outubro/2001	Controle	30	30	0	7,4	7,4	151,9	147,9	44	44
	Anhumas	30	30	0	6,9	7,2	37,8	43,0	10	10
	Cruzes	30	30	0	7,1	7,3	48,5	54,0	16	18
	ETA-E	30	30	0	9,9	8,0	110,3	116,1	50	50
	ETA-S	30	0	100	7,3	7,5	132,4	137,7	52	50
	ETA-S (a.a.)	30	22	26,7	7,4	7,3	136,9	153,2	50	52
Novembro/2001	Controle	30	30	0	7,6	7,6	157,9	161,0	48	50
	Anhumas	30	30	0	6,5	7,3	39,7	44,6	12	12
	Cruzes	30	30	0	7,2	7,5	50,8	56,2	18	16
	ETA-E	30	30	0	9,7	7,9	95,2	106,2	42	42
	ETA-S	30	0	100	7,9	7,6	96,7	103,2	36	40
	ETA-S (a.a.)	30	30	0	7,4	7,6	100,2	105,5	36	40

a.a. = após aeração para a eliminação do cloro

TABELA A-19 - Número total de neonatas produzidas, percentual de sobrevivência de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade crônica (7 dias) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em março e em abril/2001.

Data	Local	Número de organismos		Sobrevivência (%)	Número total de neonatas produzidas	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final			inicial	final	inicial	final	inicial	final
Março/2001	Controle	10	10	100	202	7,6	7,7	-	-	48	48
	Anhumas	10	6	60	156	7,0	7,5	-	-	20	20
	Cruzes	10	5	50	121	7,5	7,7	-	-	36	36
	ETA-E	10	2	20	37	9,2	8,0	-	-	44	44
	ETA-S	10	7	70	128	7,8	7,8	-	-	48	52
Abril/2001*	Controle	10	5	50	138	7,2	7,7	-	-	40	40
	Anhumas	10	9	90	246	7,1	7,7	-	-	12	12
	Cruzes	10	9	90	222	7,5	8,0	-	-	16	16
	ETA-E	10	10	100	239	9,2	8,2	-	-	32	28
	ETA-S	10	0	0	0	7,7	7,8	-	-	28	-

* teste invalidado: sobrevivência menor que 80% no controle

TABELA A-20 - Número total de neonatas produzidas, percentual de sobrevivência de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade crônica (7 dias) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em maio e em junho/2001.

Data	Local	Número de organismos		Sobrevivência (%)	Número total de neonatas produzidas	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final			inicial	final	inicial	final	inicial	final
Maio/2001	Controle	10	10	100	184	7,6	8,0	153,0	156,8	48	40
	Anhumas	10	9	90	229	7,3	7,4	35,2	38,4	12	10
	Cruzes	10	10	100	183	7,3	8,0	50,0	50,8	16	14
	ETA-E	10	7	70	86	9,5	8,5	109,0	112,7	40	36
	ETA-S	10	9	90	155	7,5	8,0	135,0	133,0	40	36
Junho/2001	Controle	10	10	100	193	7,2	8,2	134,2	152,4	40	44
	Anhumas	10	10	100	207	6,7	7,7	34,1	37,3	12	12
	Cruzes	10	9	90	202	6,9	8,1	45,3	50,4	12	12
	ETA-E	10	9	90	137	9,7	8,2	110,4	101,4	36	32
	ETA-S	10	9	90	182	7,1	7,5	104,2	114,1	32	28

TABELA A-21 - Número total de neonatas produzidas, percentual de sobrevivência de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade crônica (7 dias) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em julho e em agosto/2001.

Data	Local	Número de organismos		Sobrevivência (%)	Número total de neonatas produzidas	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final			inicial	final	inicial	final	inicial	final
Julho/2001	Controle	10	10	100	186	7,5	7,7	162,6	186,2	48	50
	Anhumas	10	10	100	207	6,6	8,6	37,7	42,3	12	12
	Cruzes	10	10	100	216	7,0	8,4	49,1	53,2	16	14
	ETA-E	10	9	90	165	9,5	8,4	112,6	103,7	44	42
	ETA-S	10	5	50	94	7,2	7,3	123,7	130,9	44	46
Agosto/2001	Controle	10	10	100	214	7,2	7,3	116,4	124,1	44	46
	Anhumas	10	10	100	252	6,7	7,5	35,7	39,3	12	10
	Cruzes	10	9	90	234	6,8	7,6	43,7	47,9	16	14
	ETA-E	10	9	90	234	7,2	7,8	47,9	61,7	18	20
	ETA-S	10	9	90	225	7,3	7,8	110,1	117,0	40	42

TABELA A-22 - Número total de neonatas produzidas, percentual de sobrevivência de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade crônica (7 dias) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em setembro e em outubro/2001.

Data	Local	Número de organismos		Sobrevivência (%)	Número total de neonatas produzidas	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final			inicial	final	inicial	final	inicial	final
Setembro/2001	Controle	10	10	100	218	7,2	7,4	163,1	152,1	48	42
	Anhumas	10	10	100	239	6,2	6,9	38,8	45,6	12	12
	Cruzes	10	10	100	241	6,6	7,0	56,2	62,0	16	18
	ETA-E	10	9	90	168	10,1	7,8	131,5	119,2	40	44
	ETA-S	10	10	100	189	7,0	7,2	118,4	124,6	38	40
Outubro/2001	Controle	10	10	100	267	7,4	7,6	151,9	153,7	44	40
	Anhumas	10	10	100	314	6,9	7,4	37,8	41,0	10	10
	Cruzes	10	10	100	347	7,1	7,5	48,5	53,7	16	18
	ETA-E	10	10	100	253	9,9	7,8	110,3	120,7	50	50
	ETA-S	10	0	0	5	7,4	7,7	136,9	149,0	50	52

TABELA A-23 - Número total de neonatas produzidas, percentual de sobrevivência de *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) e valores das características físicas e químicas da água monitoradas durante os testes de toxicidade crônica (7 dias) com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (ETA-E) e na saída (ETA-S) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em novembro/2001.

Data	Local	Número de organismos		Sobrevivência (%)	Número total de neonatas produzidas	pH		Condutividade (µS/cm)		Dureza (mg/L CaCO ₃)	
		inicial	final			inicial	final	inicial	final	inicial	final
Novembro/2001	Controle	10	10	100	252	7,5	8,0	159,0	151,0	48	42
	Anhumas	10	10	100	325	6,6	7,9	40,9	39,3	14	12
	Cruzes	10	10	100	346	7,1	7,9	52,0	54,0	16	18
	ETA-E	10	10	100	352	9,5	7,9	100,8	106,3	42	40
	ETA-S	10	4	40	88	7,4	8,0	98,6	115,0	38	40

TABELA A-24 - Valores das concentrações de clorofila-*a* e de feofitina, em µg/L, para as amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (após a aplicação de cal) e na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de dezembro/2000 a novembro/2001 (exceto fevereiro).

Data	Ribeirão das Anhumas		Ribeirão das Cruzes		Entrada da ETA		Água tratada	
	Clorofila- <i>a</i>	Feofitina	Clorofila- <i>a</i>	Feofitina	Clorofila- <i>a</i>	Feofitina	Clorofila- <i>a</i>	Feofitina
	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
21/12/00	0,803	1,638	1,326	1,698	2,534	0,538	0,486	0,358
19/01/01	0	10,376	4,292	8,875	1,557	5,771	0	4,770
14/03/01	1,281	2,799	2,392	3,652	5,646	5,126	0	6,251
16/04/01	4,238	2,693	6,239	11,026	3,113	3,535	0	3,659
18/05/01	0,508	6,135	4,243	8,193	1,426	2,064	0	2,860
19/06/01	0	5,538	2,244	6,733	1,319	3,804	0	8,280
13/07/01	4,242	2,194	5,966	5,399	1,171	3,637	0,119	1,314
20/08/01	0,511	4,341	2,496	7,291	1,646	4,440	0	2,872
25/09/01	6,285	0	2,987	8,231	1,114	2,322	0	1,193
23/10/01	4,893	0	7,968	3,973	2,830	1,330	0,481	0,614
22/11/01	7,866	4,277	11,855	1,959	5,499	4,550	0,243	0,409

TABELA A-25 - Abundância relativa (%) e densidade (ind/mL) da comunidade fitoplanctônica para as amostras coletadas na represa do Ribeirão das Anhumas, Araraquara (SP), em 13/07/2001 e 22/11/2001.

Grupo	13/07/2001		22/11/2001	
	Abundância relativa (%)	Densidade (ind/mL)	Abundância relativa (%)	Densidade (ind/mL)
Bacillariophyceae	80,20	$3,24 \times 10^5$	72,50	$1,30 \times 10^5$
Chlorophyceae	10,40	$0,42 \times 10^5$	7,50	$0,13 \times 10^5$
Zygnemaphyceae	2,10	$0,08 \times 10^5$	15,0	$0,27 \times 10^5$
Cyanophyceae	6,30	$0,25 \times 10^5$	2,50	$0,05 \times 10^5$
Euglenophyceae	-	-	2,50	$0,05 \times 10^5$
Dinophyceae	1,00	$0,04 \times 10^5$	-	-
Total	100	$4,03 \times 10^5$	100	$1,80 \times 10^5$

TABELA A-26 - Abundância relativa (%) e densidade (ind/mL) da comunidade fitoplanctônica para as amostras coletadas na represa do Ribeirão das Cruzes, Araraquara (SP), em 13/07/2001 e 22/11/2001.

Grupo	13/07/2001		22/11/2001	
	Abundância relativa (%)	Densidade (ind/mL)	Abundância relativa (%)	Densidade (ind/mL)
Bacillariophyceae	21,60	$0,62 \times 10^5$	78,40	$1,77 \times 10^6$
Chlorophyceae	59,50	$1,71 \times 10^5$	14,90	$0,34 \times 10^6$
Zygnemaphyceae	10,80	$0,31 \times 10^5$	5,20	$0,12 \times 10^6$
Euglenophyceae	5,40	$0,15 \times 10^5$	1,50	$0,03 \times 10^6$
Dinophyceae	2,70	$0,08 \times 10^5$	-	-
Total	100	$2,87 \times 10^5$	100	$2,26 \times 10^6$

TABELA A-27 - Abundância relativa (%) e densidade (ind/mL) da comunidade fitoplanctônica para as amostras coletadas na entrada (após a aplicação de cal) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), em 13/07/2001 e 22/11/2001.

Grupo	13/07/2001		22/11/2001	
	Abundância relativa (%)	Densidade (ind/mL)	Abundância relativa (%)	Densidade (ind/mL)
Bacillariophyceae	12,0	$0,29 \times 10^5$	76,80	$1,18 \times 10^6$
Chlorophyceae	68,0	$1,67 \times 10^5$	17,90	$0,27 \times 10^6$
Zygnemaphyceae	12,0	$0,29 \times 10^5$	5,30	$0,08 \times 10^6$
Euglenophyceae	8,0	$0,20 \times 10^5$	-	-
Total	100	$2,45 \times 10^5$	100	$1,54 \times 10^6$

TABELA A-28 - Abundância relativa (%) da comunidade fitoplanctônica para as amostras de água tratada da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), coletadas em 13/07/2001 e 22/11/2001.

Grupo	Abundância relativa (%)	
	13/07/2001	22/11/2001
Bacillariophyceae	9,30	24,20
Chlorophyceae	78,30	46,60
Zygnemaphyceae	6,20	4,60
Cyanophyceae	6,20	24,60
Total	100	100

ANEXO B

ANEXO B-1 - Resultados dos testes estatísticos aplicados aos testes de toxicidade aguda (48 h) para *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera), com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (após aplicação de cal) e na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de janeiro a novembro/2001 (exceto fevereiro).

1. Janeiro/2001

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				5	2	3	4	1
5	ETA-S	0.000	0.000	\				
2	Anhumas	10.000	10.000	*	\			
3	Cruzes	10.000	10.000	*	.	\		
4	ETA-E	10.000	10.000	*	.	.	\	
1	controle	10.000	10.000	*	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,5) = 2.807

SE = 2.535

2. Março/2001

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN	
			ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	9.667	9.667	
2	Anhumas	10.000	10.000	-0.791
3	Cruzes	9.667	9.667	0.000
4	ETA-E	9.667	9.667	0.000
5	ETA-S	9.667	9.667	0.000

Dunnett table value = 2.47 (1 Tailed Value, P=0.05, df=10,4)

3. Maio/2001

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2		Ho:Control<Treatment		
GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	10.000	10.000	
2	Anhumas	10.000	10.000	0.000
3	Cruzes	10.000	10.000	0.000
4	ETA-E	10.000	10.000	0.000
5	ETA-S	9.500	9.500	1.225
6	ETA-S a.a.	9.500	9.500	1.225

Dunnett table value = 2.83 (1 Tailed Value, P=0.05, df=6,5)

4. Junho/2001

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)										
				GROUP						
		TRANSFORMED	ORIGINAL	0	0	0	0	0	0	
GROUP	IDENTIFICATION	MEAN	MEAN	5	6	3	4	1	2	
5	ETA-S	0.000	0.000	\						
6	ETA-S a.a.	9.333	9.333	.	\					
3	Cruzes	10.000	10.000	*	.	\				
4	ETA-E	10.000	10.000	*	.	.	\			
1	controle	10.000	10.000	*	.	.	.	\		
2	Anhumas	10.000	10.000	*	.	.	.	.	\	
* = significant difference (p=0.05) . = no significant difference										
Table q value (0.05,6) = 2.936 SE = 3.162										

5. Julho/2001

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	10.000	10.000	
2	Anhumas	10.000	10.000	0.000
3	Cruzes	10.000	10.000	0.000
4	ETA-E	9.333	9.333	1.549
5	ETA-S	0.000	0.000	23.238 *
6	ETA-Sa.a.	3.333	3.333	15.492 *

Dunnett table value = 2.50 (1 Tailed Value, P=0.05, df=12,5)

6. Agosto/2001

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	10.000	10.000	
2	Anhumas	9.667	9.667	1.000
3	Cruzes	10.000	10.000	0.000
4	ETA-E	9.667	9.667	1.000
5	ETA-S	0.000	0.000	30.000 *
6	ETA-S a.a.	9.667	9.667	1.000

Dunnett table value = 2.50 (1 Tailed Value, P=0.05, df=12,5)

7. Setembro/2001

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP					
				0	0	0	0	0	0
				5	4	3	1	2	6
5	ETA-S	0.000	0.000	\					
4	ETA-E	9.333	9.333	.	\				
3	Cruzes	10.000	10.000	.	.	\			
1	controle	10.000	10.000	.	.	.	\		
2	Anhumas	10.000	10.000	.	.	.	.	\	
6	ETA-S a.a.	10.000	10.000	.	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,6) = 2.936

SE = 3.430

8. Outubro/2001

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP					
				0	0	0	0	0	0
				5	6	3	4	1	2
5	ETA-S	0.000	0.000	\					
6	ETA-S a.a.	7.333	7.333	.	\				
3	Cruzes	10.000	10.000	.	.	\			
4	ETA-E	10.000	10.000	.	.	.	\		
1	controle	10.000	10.000	.	.	.	.	\	
2	Anhumas	10.000	10.000	.	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,6) = 2.936

SE = 3.646

9. Novembro/2001

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP					
				0	0	0	0	0	0
				5	2	3	4	1	6
5	ETA-S	0.000	0.000	\					
2	Anhumas	10.000	10.000	*	\				
3	Cruzes	10.000	10.000	*	.	\			
4	ETA-E	10.000	10.000	*	.	.	\		
1	controle	10.000	10.000	*	.	.	.	\	
6	ETA-S a.a.	10.000	10.000	*	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)				. = no significant difference					
Table q value (0.05,6) = 2.936				SE = 2.818					

ANEXO B-2 - Resultados dos testes estatísticos aplicados aos testes de toxicidade crônica (7 dias) para *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera), com amostras de água coletadas nas represas do Ribeirão das Cruzes e Anhumas, e na entrada (após aplicação de cal) e na saída (após o tratamento) da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no período de março a novembro/2001.

1. Março/2001

a) Sobrevivência

DUNNETTS TEST		TABLE 1 OF 2		Ho:Control<Treatment	
GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED	MEAN CALCULATED IN		
		MEAN	ORIGINAL UNITS	T	STATSIG
1	controle	1.000	1.000		
2	Anhumas	0.600	0.600	2.046	
3	Cruzes	0.500	0.500	2.557	*
4	ETA-E	0.200	0.200	4.092	*
5	ETA-S	0.700	0.700	1.534	
Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)					

b) Fecundidade

DUNNETTS TEST		TABLE 1 OF 2		Ho:Control<Treatment	
GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED	MEAN CALCULATED IN		T STATSIG
		MEAN	ORIGINAL UNITS		
1	controle	20.200	20.200		
2	Anhumas	15.600	15.600		1.021
3	Cruzes	12.100	12.100		1.798
4	ETA-E	3.700	3.700		3.662 *
5	ETA-S	12.800	12.800		1.642
Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)					

TUKEY method of multiple comparisons

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				4	3	5	2	1
4	ETA-E	3.700	3.700	\				
3	Cruzes	12.100	12.100	.	\			
5	ETA-S	12.800	12.800	.	.	\		
2	Anhumas	15.600	15.600	.	.	.	\	
1	controle	20.200	20.200	*	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Tukey value (5,45) = 4.04

s = 101.524

2. Maio/2001

a) Sobrevivência

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				4	2	5	1	3
4	ETA-E	0.700	0.700	\				
2	Anhumas	0.900	0.900	.	\			
5	ETA-S	0.900	0.900	.	.	\		
1	controle	1.000	1.000	.	.	.	\	
3	Cruzes	1.000	1.000	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,5) = 2.807

SE = 5.811

b) Fecundidade

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED	MEAN CALCULATED IN	
		MEAN	ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	18.400	18.400	
2	Anhumas	22.900	22.900	-1.652
3	Cruzes	18.300	18.300	0.037
4	ETA-E	8.600	8.600	3.597 *
5	ETA-S	15.500	15.500	1.064

Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)

TUKEY method of multiple comparisons

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP					
				0	0	0	0	0	0
				4	5	3	1	2	
4	ETA-E	8.600	8.600	\					
5	ETA-S	15.500	15.500	.	\				
3	Cruzes	18.300	18.300	*	.	\			
1	controle	18.400	18.400	*	.	.	\		
2	Anhumas	22.900	22.900	*	.	.	.	\	

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Tukey value (5,45) = 4.04

s = 37.118

3. Junho/2001

a) Sobrevivência

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				3	4	5	2	1
3	Cruzes	0.900	0.900	\				
4	ETA-E	0.900	0.900	.	\			
5	ETA-S	0.900	0.900	.	.	\		
2	Anhumas	1.000	1.000	.	.	.	\	
1	controle	1.000	1.000	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,5) = 2.807

SE = 7.196

b) Fecundidade

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN	
			ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	19.300	19.300	
2	Anhumas	20.700	20.700	-0.827
3	Cruzes	20.200	20.200	-0.531
4	ETA-E	13.700	13.700	3.306 *
5	ETA-S	18.200	18.200	0.649

Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)

TUKEY method of multiple comparisons

				GROUP
		TRANSFORMED	ORIGINAL	0 0 0 0 0
GROUP	IDENTIFICATION	MEAN	MEAN	4 5 1 3 2
4	ETA-E	13.700	13.700	\
5	ETA-S	18.200	18.200	. \
1	controle	19.300	19.300	* . \
3	Cruzes	20.200	20.200	* . . \
2	Anhumas	20.700	20.700	* . . . \

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Tukey value (5,45) = 4.04

s = 14.344

4. Julho/2001

a) Sobrevida

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

				GROUP
		TRANSFORMED	ORIGINAL	0 0 0 0 0
GROUP	IDENTIFICATION	MEAN	MEAN	5 4 3 1 2
5	ETA-S	0.500	0.500	\
4	ETA-E	0.900	0.900	. \
3	Cruzes	1.000	1.000	. . \
1	controle	1.000	1.000	. . . \
2	Anhumas	1.000	1.000	 \

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,5) = 2.807

SE = 5.980

b) Fecundidade

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED	MEAN CALCULATED IN	
		MEAN	ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	18.700	18.700	
2	Anhumas	20.700	20.700	-0.898
3	Cruzes	21.600	21.600	-1.302
4	ETA-E	16.500	16.500	0.988
5	ETA-S	9.400	9.400	4.177 *

Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)

TUKEY method of multiple comparisons

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				5	4	1	2	3
5	ETA-S	9.400	9.400	\				
4	ETA-E	16.500	16.500	*	\			
1	controle	18.700	18.700	*	.	\		
2	Anhumas	20.700	20.700	*	.	.	\	
3	Cruzes	21.600	21.600	*	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Tukey value (5,45) = 4.04

s = 24.789

5. Agosto/2001

a) Sobrevivência

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				3	4	5	2	1
3	Cruzes	0.900	0.900	\				
4	ETA-E	0.900	0.900	.	\			
5	ETA-S	0.900	0.900	.	.	\		
2	Anhumas	1.000	1.000	.	.	.	\	
1	controle	1.000	1.000	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,5) = 2.807

SE = 7.196

b) Fecundidade

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN	
			ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	21.400	21.400	
2	Anhumas	25.200	25.200	-1.719
3	Cruzes	23.400	23.400	-0.905
4	ETA-E	23.400	23.400	-0.905
5	ETA-S	22.500	22.500	-0.498

Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)

TUKEY method of multiple comparisons

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				1	5	4	3	2
1	controle	21.400	21.400	\				
5	ETA-S	22.500	22.500	.	\			
4	ETA-E	23.400	23.400	.	.	\		
3	Cruzes	23.400	23.400	.	.	.	\	
2	Anhumas	25.200	25.200	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Tukey value (5,45) = 4.04

s = 24.429

6. Setembro/2001

a) Sobrevivência

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				4	2	3	1	5
4	ETA-E	0.900	0.900	\				
2	Anhumas	1.000	1.000	.	\			
3	Cruzes	1.000	1.000	.	.	\		
1	controle	1.000	1.000	.	.	.	\	
5	ETA-S	1.000	1.000	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,5) = 2.807

SE = 6.862

b) Fecundidade

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	21.800	21.800	
2	Anhumas	23.900	23.900	-1.406
3	Cruzes	24.100	24.100	-1.540
4	ETA-E	16.800	16.800	3.348 *
5	ETA-S	18.900	18.900	1.942

Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)

TUKEY method of multiple comparisons

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP 0 0 0 0 0 4 5 1 2 3
4	ETA-E	16.800	16.800	\
5	ETA-S	18.900	18.900	. \
1	controle	21.800	21.800	* . \
2	Anhumas	23.900	23.900	* * . \
3	Cruzes	24.100	24.100	* * . . \

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Tukey value (5,45) = 4.04

s = 11.153

7. Outubro/2001

a) Sobrevivência

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				5	2	3	4	1
5	ETA-S	0.000	0.000	\				
2	Anhumas	0.900	0.900	*	\			
3	Cruzes	1.000	1.000	*	.	\		
4	ETA-E	1.000	1.000	*	.	.	\	
1	controle	1.000	1.000	*	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,5) = 2.807

SE = 6.647

b) Fecundidade

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN	
			ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	26.700	26.700	
2	Anhumas	31.400	31.400	-2.113
3	Cruzes	34.700	34.700	-3.597
4	ETA-E	25.300	25.300	0.629
5	ETA-S	0.500	0.500	11.779 *

Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)

TUKEY method of multiple comparisons

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				5	4	1	2	3
5	ETA-S	0.500	0.500	\				
4	ETA-E	25.300	25.300	*	\			
1	controle	26.700	26.700	*	.	\		
2	Anhumas	31.400	31.400	*	.	.	\	
3	Cruzes	34.700	34.700	*	*	*	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Tukey value (5,45) = 4.04

s = 24.738

8. Novembro/2001

a) Sobrevivência

DUNNS MULTIPLE COMPARISON - KRUSKAL-WALLIS - TABLE 2 OF 2 (p=0.05)

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP				
				0	0	0	0	0
				5	2	3	4	1
5	ETA-S	0.400	0.400	\				
2	Anhumas	1.000	1.000	.	\			
3	Cruzes	1.000	1.000	.	.	\		
4	ETA-E	1.000	1.000	.	.	.	\	
1	controle	1.000	1.000	.	.	.	.	\

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Table q value (0.05,5) = 2.807

SE = 5.980

b) Fecundidade

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STATSIG
1	controle	25.200	25.200	
2	Anhumas	32.500	32.500	-4.435
3	Cruzes	34.600	34.600	-5.710
4	ETA-E	35.200	35.200	-6.075
5	ETA-S	8.800	8.800	9.963 *

Dunnett table value = 2.23 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4)

TUKEY method of multiple comparisons

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	ORIGINAL MEAN	GROUP 0 0 0 0 0 5 1 2 3 4
5	ETA-S	8.800	8.800	\
1	controle	25.200	25.200	* \
2	Anhumas	32.500	32.500	* * \
3	Cruzes	34.600	34.600	* * . \
4	ETA-E	35.200	35.200	* * . . \

* = significant difference (p=0.05)

. = no significant difference

Tukey value (5,45) = 4.04

s = 13.549

ANEXO C

TABELA C-1 - Características físicas e químicas da água bruta e da água tratada da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no ano de 2001.

Data	Turbidez		pH		Cloro livre residual (valor médio mensal) (mg/L)	Dureza total (mg/L CaCO ₃)	
	água bruta	água tratada	água bruta	água tratada		água bruta	água tratada
Janeiro/2001	72,0	0,48	6,90	8,05	0,85	20	100
Fevereiro/2001	52,0	0,42	6,95	8,21	0,71	20	95
Março/2001	42,6	0,53	6,90	8,16	0,79	25	100
Abril/2001	37,0	0,55	6,95	8,52	0,86	25	100
Maió/2001	34,0	0,83	6,90	8,12	0,83	30	125
Junho/2001	24,0	0,71	6,95	8,36	0,86	21	76
Julho/2001	20,0	0,42	6,96	8,29	0,91	30	125
Agosto/2001	17,8	0,44	6,85	7,93	0,90	25	95
Setembro/2001	31,5	0,53	6,90	8,05	0,89	25	100
Outubro/2001	50,0	0,45	6,86	8,26	0,89	25	100
Novembro/2001	57,0	0,62	6,91	7,89	0,82	20	95

Fonte: DAAE (2001)

TABELA C-2 - Concentrações dos metais cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), cromo (Cr) e zinco (Zn), em mg/L, para a água bruta e a água tratada da ETA-Fonte Luminosa, Araraquara (SP), no ano de 2001.

Metais água	Cd (mg/L)		Pb (mg/L)		Cu (mg/L)		Mn (mg/L)		Fe total (mg/L)		Cr total (mg/L)		Zn (mg/L)	
	bruta	tratada	bruta	tratada	bruta	tratada	bruta	tratada	bruta	tratada	bruta	tratada	bruta	tratada
Janeiro/2001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,230	0,001	0,185	ND	0,15	0,02	0,05	ND
Fevereiro/2001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,182	ND	0,253	0,002	ND	ND	ND	ND
Março/2001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,133	ND	0,263	0,002	0,02	ND	0,001	ND
Abril/2001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,250	0,030	2,030	0,080	0,02	ND	ND	ND
Maió/2001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,176	0,001	0,520	0,030	ND	ND	ND	ND
Junho/2001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,270	0,015	0,218	0,020	ND	ND	ND	ND
Julho/2001	ND	ND	ND	ND	ND	0,001	0,133	ND	0,100	0,010	ND	ND	ND	ND
Agosto/2001	ND	ND	ND	ND	0,010	0,001	0,220	0,001	0,132	ND	ND	ND	ND	ND
Setembro/2001	ND	ND	ND	ND	ND	0,001	0,142	0,001	0,200	0,030	ND	ND	0,03	ND
Outubro/2001	ND	ND	ND	ND	ND	0,001	0,142	0,001	0,200	0,030	ND	ND	0,03	ND
Novembro/2001	ND	ND	ND	ND	ND	0,001	0,700	ND	0,650	0,020	ND	ND	0,03	ND

ND = inferior ao limite de detecção

Fonte: DAAE (2001)