Campus de São Carlos

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE LODOS DE ESTÁÇÕES
DE TRATAMENTO DE ÁGUA À BIOTA AQUÁTICA
ATRAVÉS DE ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS**

Rosana Maria Barbosa

Orientador: Prof. Dr. Jurandyr Povinelli

Co-orientadora: Prof^a. Dra. Odete Rocha

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE LODOS DE ESTAÇÕES
DE TRATAMENTO DE ÁGUA À BIOTA AQUÁTICA
ATRAVÉS DE ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS**

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 30/08/00

Ass.:

Bióloga Rosana Maria Barbosa

DEDALUS - Acervo - EESC

31100016452

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

ORIENTADOR: Prof. Dr. Jurandyr Povinelli
CO-ORIENTADORA: Prof^a. Dra. Odete Rocha

São Carlos
2000

Class.	TESE
Cat.	0588
Tombo	T0193/00

st 1099079

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

B238a Barbosa, Rosana Maria
Avaliação do impacto de lodos de estações de
tratamento de água à biota aquática através estudos
ecotoxicológicos / Rosana Maria Barbosa. -- São
Carlos, 2000.

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

Área: Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Jurandyr Povinelli.

1. Testes de toxicidade. 2. Lodo de ETA.
3. Organismos aquáticos. I. Título.

A minha filha Livia, razão da minha vida.

Ao meu marido David, pelo amor, dedicação e paciência.

Aos meus pais, Ildu e Marta, que me ensinaram a lutar pelos meus ideais.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Jurandyr Povinelli, pela orientação, apoio e atenção dispensados durante a realização deste trabalho.

À Prof^a. Dra Odete Rocha, pela co-orientação e sugestões apresentadas durante o trabalho.

Ao Professor Doutor Evaldo L. G. Espíndola, pela orientação, sugestões, estímulo e amizade, e também pela oportunidade de realizar os ensaios laboratoriais.

À Escola de Engenharia de São Carlos, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, ao CNPq e à FAPESP, pela infra-estrutura oferecida, pela bolsa de estudo e pelo apoio financeiro para o desenvolvimento do projeto de pesquisa.

A todos os funcionários do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada pelo auxílio nos trabalhos de campo, laboratório e outros, principalmente ao Betão, Miro, Amândio, Luci, Marcelo, América, Claudete e Regina.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento do SHS-EESC, pelo auxílio nos trabalhos laboratoriais: Paulo, Júlio e Cidinha.

Ao Gilberto Batista e Carlos Henrique, do Laboratório de Química de Solos da EMBRAPA-CPPSE, pela digestão das amostras de lodo e sedimento e leitura dos extratos e esclarecimentos prestados.

Aos funcionários do SAAE (São Carlos) e do D^AAE (Araraquara) pelas informações e auxílios prestados durante a coleta das amostras.

Aos amigos do Laboratório de Ecotoxicologia: Fabiano, Juliana, Clarice, Aninha, Diana, Cendi, Denise, Giseli, Suzi e Renata, e aos demais amigos do CRHEA.

Ao amigo *Valter Lucio de Padua*, pelo auxílio nas diversas etapas do trabalho (coletas, discussões, etc), pela amizade e pelo apoio em todos os momentos.

Às amigas *Nilzeli, Isabel e Adriana*, sempre presentes no dia-a-dia.

À *Dona Sonia*, pelos cuidados a pequena Livia, durante os momentos de ausência.

A toda minha família (irmãs, sobrinhas, cunhados, sogros), pelo carinho e apoio nos momentos cruciais.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	vi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	xi
RESUMO.....	xiii
ABSTRACT.....	xiv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
3. JUSTIFICATIVA.....	6
4. REVISÃO DA LITERATURA.....	9
4.1 Considerações gerais sobre a Ecotoxicologia e os testes de toxicidade.....	9
4.2 Constituintes dos lodos de ETAs e a disposição no ambiente aquático.....	13
4.3 Considerações gerais sobre a toxicidade dos lodos de ETAs e de substâncias químicas utilizadas em tratamento de água.....	16
4.4 A toxicidade do alumínio aos organismos aquáticos	23
4.5 Invertebrados bentônicos	27
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
5.1 Características gerais da ETA-Águas do Paiol e da ETA-SAAE.....	32
5.2 Coleta e caracterização das amostras de lodos das ETAs e da água e do sedimento dos corpos receptores	35
5.3 Metodologia para determinação de metais.....	38
5.4 Testes de toxicidade.....	39
5.5 Testes de sensibilidade com substâncias de referência.....	44
5.6 Análises qualitativas e quantitativas da comunidade bentônica.....	45
5.7 Variáveis climatológicas e hidrológicas.....	46
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
6.1 Considerações iniciais.....	47
6.2 Aspectos gerais dos corpos receptores.....	48
6.3 Variáveis climatológicas e hidrológicas dos corpos receptores.....	50
6.4 Variáveis físicas e químicas da água dos corpos receptores.....	55
6.5 Variáveis físicas e químicas dos lodos das ETAs.....	80
6.6 Caracterização do sedimento.....	94
6.7 Invertebrados bentônicos.....	103
6.8 Testes de toxicidade.....	107
6.9 Testes de sensibilidade dos organismos.....	126
6.10 Biometria de peixes.....	128
7. CONCLUSÕES.....	129
8. RECOMENDAÇÕES.....	132

ANEXO A.....	133
ANEXO B.....	155
ANEXO C.....	182
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	186

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 4.1	Esquema tradicional típico de disposição de resíduos de estações de tratamento de água.....	15
FIGURA 5.1	Esquema geral da ETA-Águas do Paiol em Araraquara, SP.....	33
FIGURA 5.2	Esquema indicando a disposição da ETA-SAAE em São Carlos, SP.....	34
FIGURA 6.1	Valores de precipitação (altura em mm), no ano de 1998, na região de São Carlos.....	51
FIGURA 6.2	Valores de precipitação (altura em mm), no ano de 1999, na região de São Carlos.....	51
FIGURA 6.3	Valores de vazão dos corpos receptores nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.....	53
FIGURA 6.4	Valores da temperatura da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	56
FIGURA 6.5	Valores de oxigênio dissolvido da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	57
FIGURA 6.6	Valores do pH da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	59
FIGURA 6.7	Valores da condutividade da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	60
FIGURA 6.8	Valores da alcalinidade da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	61
FIGURA 6.9	Valores da dureza da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	62
FIGURA 6.10	Valores da DBO da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	63
FIGURA 6.11	Valores da DQO da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	64
FIGURA 6.12	Valores da turbidez da água do rib. das Cruzes e do rio Monjolinho.....	65
FIGURA 6.13	Valores da cor aparente da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	66
FIGURA 6.14	Concentrações de material em suspensão na água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho - fevereiro/99.....	68

FIGURA 6.15	Concentrações de material em suspensão na água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho - maio/99.....	68
FIGURA 6.16	Valores de sólidos sedimentáveis da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	69
FIGURA 6.17	Concentrações de nitrogênio total da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.....	70
FIGURA 6.18	Concentrações das formas nitrogenadas da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho – fevereiro/99.....	72
FIGURA 6.19	Concentrações das formas nitrogenadas da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho – maio/99.....	73
FIGURA 6.20	Concentrações das formas fosfatadas da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho – fevereiro/99.....	74
FIGURA 6.21	Concentrações das formas fosfatadas da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho - maio/99.....	75
FIGURA 6.22	Concentrações de metais totais na água do ribeirão das Cruzes e no rio Monjolinho – fevereiro/99.....	76
FIGURA 6.23	Concentrações de metais totais na água do ribeirão das Cruzes e no rio Monjolinho – maio/99.....	77
FIGURA 6.24	Concentrações de metais totais (Al e Fe) na água do ribeirão das Cruzes e no rio Monjolinho – fevereiro/99.....	78
FIGURA 6.25	Concentrações de metais totais (Al e Fe) na água do ribeirão das Cruzes e no rio Monjolinho – maio/99.....	78
FIGURA 6.26	Valores de pH dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.....	80
FIGURA 6.27	Valores da condutividade dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.....	80
FIGURA 6.28	Valores de oxigênio dissolvido dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.....	81
FIGURA 6.29	Valores de turbidez dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.....	82
FIGURA 6.30	Valores de sólidos sedimentáveis dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de Fevereiro/99 e maio/99.....	83
FIGURA 6.31	Concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.....	83
FIGURA 6.32	Concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de maio/99.....	84

FIGURA 6.33	Concentrações de sólidos suspensos, fixos e voláteis dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.....	84
FIGURA 6.34	Concentrações de sólidos suspensos, fixos e voláteis dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de maio/99.....	84
FIGURA 6.35	Valores de demanda química de oxigênio dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro e maio/99.....	85
FIGURA 6.36	Valores de dureza dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro e maio/99.....	86
FIGURA 6.37	Valores de nitrogênio total dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro e maio/99.....	87
FIGURA 6.38	Valores de fósforo total dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro e maio/99.....	87
FIGURA 6.39	Concentração de metais dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.....	89
FIGURA 6.40	Concentração de metais (Fe e Al) dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.....	89
FIGURA 6.41	Concentração de Mn dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.....	89
FIGURA 6.42	Concentração de metais dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de maio/99.....	90
FIGURA 6.43	Concentração de metais (Fe e Al) dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de maio/99.....	90
FIGURA 6.44	Concentração de Mn dos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de maio/99.....	90
FIGURA 6.45	Análise granulométrica e teor de matéria orgânica de amostras dos sedimentos dos corpos receptores nas coletas de agosto/98, fevereiro/99 e maio/99.....	95
FIGURA 6.46	Concentração de metais em amostras de sedimento do ribeirão das Cruzes em agosto/98.....	98
FIGURA 6.47	Concentração de metais em amostras de sedimento dos corpos receptores em fevereiro/99.....	99
FIGURA 6.48	Concentração de metais em amostras de sedimento dos corpos receptores em maio/99.....	99
FIGURA 6.49	Concentração de metais (Al e Fe) em amostras de sedimento do ribeirão das Cruzes em agosto/98.....	99
FIGURA 6.50	Concentração de metais (Al e Fe) em amostras de sedimento dos corpos receptores em fevereiro/99.....	100

FIGURA 6.51	Concentração de metais (Al e Fe) em amostras de sedimento dos corpos receptores em maio/99.....	100
FIGURA 6.52	Principais grupos componentes da fauna bentônica do ribeirão das Cruzes (RC) e do rio Monjolinho (M) nas coletas de agosto/98 e maio/99.....	103
FIGURA 6.53	Percentual de mortalidade de <i>D. similis</i> nos testes de toxicidade aguda com sedimento dos corpos receptores, nas coletas de fevereiro e maio/99.....	111
FIGURA 6.54	Percentual de mortalidade de <i>C. xanthus</i> nos testes de toxicidade aguda com sedimento dos corpos receptores, nas coletas de fevereiro e maio/99.....	111
FIGURA 6.55	Percentual de mortalidade de <i>H. eques</i> nos testes de toxicidade aguda com sedimento dos corpos receptores, nas coletas de fevereiro e maio/99.....	111
FIGURA 6.56	Percentual de mortalidade de <i>D. similis</i> nos testes de toxicidade aguda com lodos das ETAs, na coleta de fevereiro/99.....	115
FIGURA 6.57	Percentual de mortalidade de <i>D. similis</i> nos testes de toxicidade aguda com lodos das ETAs, na coleta de maio/99.....	115
FIGURA 6.58	Percentual de mortalidade de <i>C. xanthus</i> nos testes de toxicidade aguda com lodos das ETAs, na coleta de fevereiro/99.....	116
FIGURA 6.59	Percentual de mortalidade de <i>C. xanthus</i> nos testes de toxicidade aguda com lodos das ETAs, na coleta de maio/99.....	116
FIGURA 6.60	Percentual de mortalidade de <i>H. eques</i> nos testes de toxicidade aguda com lodos das ETAs, na coleta de fevereiro e maio/99.....	117
FIGURA 6.61	Produção de neonatas de <i>D. similis</i> durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de junho/98.....	122
FIGURA 6.62	Produção de neonatas de <i>D. similis</i> durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1, na coleta de agosto/98.....	122
FIGURA 6.63	Produção de neonatas de <i>D. similis</i> durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de fevereiro/99.....	123
FIGURA 6.64	Produção de neonatas de <i>D. similis</i> durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de maio/99.....	123
FIGURA 6.65	Percentual de mortalidade de <i>D. similis</i> durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de junho/98.....	124

FIGURA 6.66	Percentual de mortalidade de <i>D. similis</i> durante o teste de toxicidade crônica com lodo da ETA-1, na coleta de agosto/98.....	125
FIGURA 6.67	Percentual de mortalidade de <i>D. similis</i> durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de fevereiro/99.....	125
FIGURA 6.68	Percentual de mortalidade de <i>D. similis</i> durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de fevereiro/99.....	125

LISTA DE TABELAS

TABELA 4.1	Principais constituintes dos afluentes de ETAs convencionais.....	14
TABELA 4.2	Principais constituintes dos efluentes de ETAs convencionais.....	14
TABELA 5.1	Variáveis e métodos utilizados para caracterizar os lodos das ETAs.....	36
TABELA 5.2	Variáveis e métodos utilizados para caracterizar a água dos corpos receptores.....	37
TABELA 6.1	Síntese das datas, épocas e localidade em que foram realizadas as coletas.....	48
TABELA 6.2	Síntese dos locais de coletas e suas respectivas siglas.....	48
TABELA 6.3	Concentração de metais total para avaliação do grau de poluição de sedimentos.....	102
TABELA A-1	Valores de precipitação (alturas diárias de chuva-mm) no período de estudo na região de São Carlos.....	134
TABELA A-2	Valores de vazão e velocidade de escoamento nos corpos receptores nas coletas de agosto/98, fevereiro/99 e maio/99.....	135
TABELA A-3	Características físicas e químicas de amostras de água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, coletadas em 25/03/98 e 22/06/98, nos pontos P-2 (lançamento da ETA-1) e P-1 (a montante do lançamento) e P-1 (lançamento da ETA-2)	135
TABELA A-4	Características físicas e químicas de amostras de água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, coletadas em 22/02/99, nos pontos P-2 (lançamento da ETA-1) e P-1 (a montante do lançamento) e P-1 (lançamento da ETA-2)	136
TABELA A-5	Características físicas e químicas de amostras de água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, coletadas em 11/05/99, nos pontos P-2 (lançamento da ETA-1) e P-1 (a montante do lançamento) e P-1 (lançamento da ETA-2)	137
TABELA A-6	Características físicas e químicas de amostras do lodos das ETA-1 e ETA-2, coletadas em 22/02/99.....	138
TABELA A-7	Características físicas e químicas de amostras do lodos das ETA-1 e ETA-2, coletadas em 11/05/99.....	139
TABELA A-8	Valores da concentração de metais (mg/kg) nos lodos das ETAs.....	140
TABELA A-9	Valores da concentração de metais (mg/kg) nos sedimentos dos corpos receptores.....	140
TABELA A-10	Valores da concentração de metais (mg/L) na água dos corpos receptores.....	140

TABELA A-11	Valores obtidos na análise granulométrica do sedimento dos corpos receptores.....	141
TABELA A-12	Valores de densidade numérica (org/m ²) e abundância relativa (%) de invertebrados bentônicos no ribeirão das Cruzes em 18/08/98.....	141
TABELA A-13	Valores de densidade numérica (org/m ²) e abundância relativa (%) de invertebrados bentônicos no ribeirão das Cruzes em 06/05/99.....	142
TABELA A-14	Valores de densidade numérica (org/m ²) e abundância relativa (%) de invertebrados bentônicos no rio Monjolinho em 06/05/99.....	142
TABELA A-15	Síntese da mortalidade (%) observada durante os testes de toxicidade crônica com lodos de ETAs e <i>D. similis</i>	143
TABELA A-16	Síntese da reprodução (número de neonatas) observada durante os testes de toxicidade crônica com lodos de ETAs e <i>D. similis</i>	143
TABELA A-17	Número total de neonatas produzidas e o percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> durante o teste de toxicidade crônica (26/06 a 04/07/98).....	144
TABELA A-18	Características físicas e químicas da água monitoradas ao longo do teste de toxicidade crônica com <i>Daphnia similis</i> (período 26/06 a 04/07/98)....	145
TABELA A-19	Número total de neonatas produzidas e o percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> durante o teste de toxicidade crônica (22 a 29/08/98).....	146
TABELA A-20	Características físicas e químicas da água monitoradas ao longo do teste de toxicidade crônica com <i>Daphnia similis</i> (período 22 a 29/08/98).....	146
TABELA A-21	Número total de neonatas produzidas e o percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> durante o teste de toxicidade crônica (23/02 a 05/03/99).....	147
TABELA A-22	Características físicas e químicas da água monitoradas durante o teste de toxicidade crônica com <i>Daphnia similis</i> (período de 23/02 a 05/03/99)....	148
TABELA A-23	Número total de neonatas produzidas e o percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> durante o teste de toxicidade crônica (12/05 a 21/05/99).....	149
TABELA A-24	Características físicas e químicas da água monitoradas durante o teste de toxicidade crônica com <i>Daphnia similis</i> (período de 12/05 a 21/05/99)....	150
TABELA A-25	Valores do teste estatístico de Dunnett para o teste de toxicidade crônica – <i>D. similis</i> (26/06 a 04/07/98).....	151
TABELA A-26	Valores do teste estatístico de Dunnett para o teste de toxicidade crônica – <i>D. similis</i> (22/08 a 29/08/98).....	151
TABELA A-27	Valores do teste estatístico de Dunnett para o teste de toxicidade crônica – <i>D. similis</i> (23/02 a 05/03/99).....	152
TABELA A-28	Valores do teste estatístico de Dunnett para o teste de toxicidade crônica – <i>D. similis</i> (12/05 a 21/05/99).....	152

TABELA A-29	Testes de sensibilidade com <i>Daphnia similis</i> , utilizando dicromato de potássio como substância de referência - realizados em 1998 e 1999.....	153
TABELA A-30	Testes de sensibilidade com <i>Chironomus xanthus</i> , utilizando cloreto de potássio como substância de referência - realizados durante o ano de 1998 e 1999.....	153
TABELA A-31	Testes de sensibilidade com peixes (<i>H. eques</i> , <i>S. stenodon</i> e <i>D. rerio</i>), utilizando dicromato de potássio como substância de referência - realizados em 1998 e 1999.....	153
TABELA A-32	Resumo estatístico dos dados biométricos das espécies de peixes utilizadas nos testes de toxicidade nas coletas de 1998 e 1999.....	154
TABELA B-1	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos) das ETA-1 e ETA-2 e água de manutenção das culturas (25/03 a 27/03/98).....	156
TABELA B-2	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos) das ETA-1 e ETA-2 e água de manutenção de culturas (31/03 a 02/04/98).....	157
TABELA B-3	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>C. silvestrii</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (25/02 a 27/02/98).....	158
TABELA B-4	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 (23/06 a 25/06/98).....	159
TABELA B-5	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 e água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (04 a 06/07/98).....	160
TABELA B-6	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (01 a 03/07/98).....	161
TABELA B-7	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-1 e ETA-2 (23/06 a 27/06/98).....	162
TABELA B-8	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-2, sob diferentes diluições com água de cultivo (04/07 a 08/07/98).....	163
TABELA B-9	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o	

	teste de toxicidade aguda (96 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio do Monjolinho e água de cultivo (02/07 a 06/07/98).....	164
TABELA B-10	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Danio rerio</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-1 e ETA-2, sob diferentes diluições com água de cultivo (23/06 a 27/06/98).....	165
TABELA B-11	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Hyphessobrycon eques</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-1 e ETA-2, sob diferentes diluições com água de cultivo (23/06 a 27/06/98).....	166
TABELA B-12	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) da ETA-1 (18 a 20/08/98).....	167
TABELA B-13	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com lodo da ETA-1 (sob diferentes diluições) e amostras de água do ribeirão das Cruzes (21/08 a 23/08/98).....	168
TABELA B-14	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento e água do ribeirão das Cruzes (18/08 a 20/08/98).....	169
TABELA B-15	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodo) da ETA-1, sedimento e água do ribeirão das Cruzes (20/08 a 24/08/98).....	170
TABELA B-16	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Danio rerio</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodo) da ETA-1, sob diferentes diluições com água de cultivo e sedimento do ribeirão das Cruzes (20/08 a 24/08/98).....	171
TABELA B-17	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Serrapinus stenodon</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodo) da ETA-1, sob diferentes diluições com água de cultivo e sedimento do ribeirão das Cruzes e (27 a 31/08/98).....	172
TABELA B-18	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 (25/02 a 27/02/99).....	173
TABELA B-19	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (26 a 28/02/99).....	174

TABELA B-20	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 (26/02 a 02/03/99).....	175
TABELA B-21	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (26/02 a 02/03/99).....	176
TABELA B-22	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Hyphessobrycon eques</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-1 e ETA-2, e com sedimento dos corpos receptores (04/03 a 08/03/99).....	177
TABELA B-23	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 (17/05 a 19/05/99).....	178
TABELA B-24	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Daphnia similis</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (17 a 19/05/99).....	179
TABELA B-25	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Chironomus xanthus</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodo 100%) das ETA-1 e ETA-2 e sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (25/05 a 29/05/99).....	180
TABELA B-26	Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de <i>Hyphessobrycon eques</i> e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodo) da ETA-1 e ETA-2, e com sedimento dos corpos receptores (13/05 a 17/05/99).....	181
TABELA C-1	Valores máximos e mínimos de diversas variáveis, obtidas por vários autores, em amostras de água de rios das bacias do Jacaré-Guaçu e Piracicaba (SP), englobando os períodos de seca e chuvas.....	183
TABELA C-2	Concentrações de metais (valores máximos e mínimos) obtidas por diversos autores, em amostras de água de rios das bacias do Jacaré-Guaçu e Piracicaba (SP), englobando os períodos de seca e chuvas. Entre parênteses e a baixo d os autores estão as unidades utilizadas.....	185

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- APHA - American Public Health Association
- AWWA - American Water Works Association
- CEPTA - Centro de Pesquisa e Treinamento em Aquicultura
- CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental
- CL₅₀ - Concentração nominal do agente tóxico, que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos-teste em 48 ou 96 horas de exposição, nas condições do teste
- COD - Chemical oxygen demand
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CPPSE - Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste
- CRHEA - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada
- DAE - Departamento de Água e Esgoto
- DBO - Demanda bioquímica de oxigênio
- DQO - Demanda química de oxigênio
- EDTA - Ácido etilenodiaminatetraacético
- EPA - Environmental Protection Agency
- EESC - Escola de Engenharia de São Carlos
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- ETA - Estação de Tratamento de Água
- ETAs - Estações de Tratamento de Água
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio ambiente e dos Recursos Renováveis
- LETA - Lodo de Estação de Tratamento de Água
- MONJ. - Rio Monjolinho
- OD - Oxigênio dissolvido
- pH - Potencial hidrogeniônico
- RC - Ribeirão das Cruzes
- SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto
- T - Temperatura (°C)
- UGRHI - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

uH - Unidade Hazen - padrão de platina-cobalto

uT - Unidade de Turbidez

USP - Universidade de São Paulo

WEF - Water Environmental Federation

RESUMO

BARBOSA, R.M. (2000). *Avaliação do impacto de lodos de estações de tratamento de água à biota aquática através estudos ecotoxicológicos*. São Carlos, 200 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Lodos de duas Estações de Tratamento de Água (ETA) que utilizam cloreto férrico (ETA-Paiol- ETA-1) e sulfato de alumínio (ETA-SAAE-ETA-2) como coagulantes, foram caracterizados físico-quimicamente em duas estações do ano (chuvosa e seca) e submetidos a testes de toxicidade aguda com microcrustáceos (*Daphnia similis*), quironomídeos (*Chironomus xanthus*) e peixes (*Hyphessobrycon eques*) e de toxicidade crônica com microcrustáceos (*D. similis*). Observou-se ainda os efeitos destes lodos na comunidade bentônica dos corpos d'água que recebem os lançamentos das ETAs. Os efeitos dos lodos nos testes de toxicidade aguda foram observados em relação a mortalidade, e, quanto aos testes de toxicidade crônica, observou-se os efeitos na reprodução (número de neonatas) e na mortalidade. Em geral, os lodos das duas ETAs não causaram toxicidade aguda aos organismos-teste, ocorrendo apenas indícios de toxicidade. O lodo da ETA que utilizava cloreto férrico causou toxicidade crônica, que foi observada na reprodução (baixo número de neonatas) e na alta taxa de mortalidade, enquanto que o lodo da ETA que utilizava sulfato de alumínio causou toxicidade crônica evidenciada apenas em relação a reprodução. Os lodos causaram efeitos adversos à fauna bentônica, evidenciados pela predominância de Diptera nos pontos de lançamento das ETAs nos corpos receptores. Constatou-se ainda a variação temporal na caracterização dos lodos em relação aos parâmetros: pH, turbidez, série de sólidos, nutrientes (N e P) e metais (Al, Mn e Fe), sendo que estes, juntamente com a DQO, foram identificados como os principais parâmetros que aumentam a degradação dos corpos receptores que recebem os lançamentos dos efluentes das ETAs. Portanto, a disposição "in natura" dos efluentes das ETAs prejudica à biota aquática e compromete a qualidade da água e do sedimento dos corpos receptores.

Palavras-chave: testes de toxicidade; lodo de ETA; organismos aquáticos.

ABSTRACT

BARBOSA, R.M. (2000). *Evaluation of the impact of sludges from water treatment plants on the aquatic biota using ecotoxicological studies*. São Carlos, 200 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Sludges from two water treatment plants, which use ferric chloride (ETA-Paiol-ETA-1) and alum (ETA-SAAE-ETA-2) as coagulants were characterized physically and chemically at two seasons (wet and dry). The sludge was subjected to acute toxicity tests to cladoceran (*Daphnia similis*), midges (*Chironomus xanthus*) and fishes (*Hyphessobrycon eques*) and chronic toxicity tests using cladoceran (*D. similis*). It also was observed the impact of discharged sludge on benthic communities in surface waters at two water treatment plants. Acute toxicity tests evaluated sludge effects on mortality, while chronic toxicity tests assessed effects on reproduction and mortality. In general, sludges from two water treatment plants did not show acute toxicity on organisms-test, only toxicity traces. Ferric chloride sludge showed chronic toxicity on lower brood production and high mortality rate. Alum sludge showed chronic toxicity only on brood production. Sludges from water treatment plants caused detrimental effects to benthic macroinvertebrate communities. This effect was determined by Diptera predominance at bodies receiving discharge from water treatment plants. The turbidity, solids series, nutrients (N and P) and metals (Al, Mn and Fe) in the sludge vary when experiments are carried out in the dry and wet season. Together with COD, there were the main parameters that cause the increase in degradation of bodies receiving discharge from water treatment plants. Thus the disposal of "in natura" effluents from water treatment plants damages aquatic biota and affects receiving bodies water and sediment quality.

Keywords: toxicity tests; sludge from water treatment plant; aquatic organisms.

1. INTRODUÇÃO

A degradação dos recursos hídricos, provocada pelas mais diversas formas de poluentes, torna imprescindível a adoção de medidas preventivas e de remediação, que visem a manutenção e a proteção dos ecossistemas aquáticos, tendo em vista a relevância da água para a preservação da vida.

O crescimento urbano e industrial são os principais fatores responsáveis pelo aumento da quantidade e complexidade dos resíduos que são lançados no meio ambiente, os quais provocam sérios problemas ecológicos e toxicológicos para a maioria dos países desenvolvidos e em desenvolvimento.

As substâncias tóxicas que atingem os diversos ecossistemas aquáticos ou terrestres podem ser introduzidas de forma intencional ou acidental. Estas substâncias tóxicas e seus subprodutos produzidos, pelo homem, são continuamente lançados nos meios aquático e terrestre, e na atmosfera, podendo ser transportados e transformados no ambiente.

No que concerne à contaminação ambiental, o agravamento do problema em relação aos ecossistemas aquáticos merece uma ênfase particular, sobretudo ao se considerar a diversidade de vias através das quais a poluição ou contaminação pode ocorrer. Entre as principais vias são incluídos: o lançamento de esgotos domésticos e industriais, o carreamento, por águas pluviais, de substâncias tóxicas, tais como pesticidas e fertilizantes utilizados na agricultura ou de outros contaminantes tóxicos cuja disposição foi feita no solo, como os resíduos sólidos domiciliares, hospitalares e industriais.

Por outro lado, deve-se considerar também que os problemas decorrentes dos efeitos tóxicos nesses ecossistemas não se restringem apenas aos desequilíbrios ecológicos provocados nos corpos d'água receptores, mas podem, em última análise, afetar a saúde humana, em decorrência dos fenômenos de bioacumulação ao longo da cadeia alimentar e da persistência dos poluentes tóxicos na água que será utilizada para o consumo humano, fins recreacionais ou irrigação (CETESB, 1992-b).

Paralelamente ao aumento da demanda de água surgiu também a necessidade de definir critérios para a qualidade da água, tendo em vista os diversos usos deste recurso natural, tais como o abastecimento das populações, a irrigação, a dessedentação de animais, a navegação, a preservação da vida aquática, fins recreacionais, usos industriais, piscicultura e a diluição de efluentes domésticos e industriais. Entretanto, apesar dos corpos d'água oferecerem uma conveniente opção para a disposição de águas residuárias domésticas, agrícolas e industriais, estes despejos de efluentes podem afetar adversamente as características naturais das águas receptoras. Paradoxalmente, em muitas regiões do mundo, os mesmos recursos hídricos que servem como opção para a disposição de resíduos de uma atividade, são também a fonte de água para uma outra atividade, necessitando, portanto, de um monitoramento completo e complexo das atividades desenvolvidas e das características da bacia hidrográfica (CHAPMAN, 1997).

A indústria da água de abastecimento transforma a água inadequada para o consumo humano em um produto que atenda aos padrões de potabilidade, utilizando processos e operações que geram resíduos. Estes resíduos têm origem nos decantadores, nos flotadores, nos filtros e nos tanques de preparação de soluções, e também na suspensão de produtos químicos.

De acordo com SOUZA FILHO (1998), a maioria das estações de tratamento de água (ETAs) lançam os seus efluentes em corpos receptores mais próximos ou na rede de águas pluviais, sem nenhum tratamento, favorecendo o aumento do grau de poluição e contribuindo para uma crescente degradação do meio ambiente. Isto ocasiona aumento na quantidade de sólidos nos corpos d'água, assoreamento indesejável, mudanças de cor, turbidez e alterações em termos de composição química e DQO.

A opção de descarregar, diretamente, resíduos resultantes do tratamento de água de abastecimento em corpos d'água superficiais ainda é um método de disposição muito utilizado em vários países, inclusive no Brasil, embora entidades de controle ambiental tentem restringir esta prática.

A extensão deste problema pode ser ilustrada com um levantamento realizado pela American Water Works Association - AWWA, o qual indicou que pelo menos 605.000 toneladas de lodo, principalmente aqueles contendo alumínio, foram lançadas em águas superficiais nos Estados Unidos, em 1984. Historicamente, estes resíduos parecem ter pouca significância ambiental e as agências de controle ambiental têm hesitado no controle das descargas e disposição de tais resíduos (AWWA, 1991; GEORGE et al. 1995).

Contudo, o efeito potencial dos lodos de ETAs em corpos receptores pode ser classificado, pelo menos, como antiestético ou tóxico (CORNWELL et al., 1987). Segundo VICORY & WEAVER (1984), o efeito ambiental localizado de tais descargas incluem: aumento dos sólidos suspensos e turbidez do corpo receptor, criação de depósitos de lodo e aumento das concentrações de ferro e alumínio.

Segundo CORDEIRO (1993), no Brasil, a atenção dos pesquisadores tem sido voltada principalmente para a qualidade do produto final das ETAs, existindo poucos trabalhos que abordam métodos de tratamento, disposição e caracterização dos resíduos de ETAs, menos ainda, pesquisas que considerem aspectos relativos ao impacto ambiental causado pelos lançamentos dos lodos no ambiente aquático.

Diante da escassez de informações relativas aos problemas decorrentes do lançamento de resíduos de estações de tratamento de água de abastecimento em corpos d'água, torna-se indispensável a realização de pesquisas que investiguem as características destes resíduos, bem como seus efeitos nos corpos receptores, considerando, principalmente, seu impacto à biota aquática.

2. OBJETIVOS

Este estudo teve como objetivos precípuos:

- Avaliar os impactos ambientais resultantes do lançamento de lodos gerados em estações de tratamento de água de abastecimento (ETAs) à biota aquática, por meio da:
 - (1) Comparação da toxicidade aguda causada pelos lodos de duas estações de tratamento, que utilizam diferentes coagulantes (cloreto férrico e sulfato de alumínio), aos organismos-teste: (a) microcrustáceos (*Daphnia similis*); (b) quironomídeos (*Chironomus xanthus*) e (c) peixes (*Hyphessobrycon eques*, *Danio rerio* e *Serrapinus stenodon*), submetidos à ação destes lodos, em diferentes diluições;
 - (2) Realização de testes de toxicidade crônica com os efluentes das ETAs, utilizando-se *Daphnia similis* como organismo-teste;
 - (3) Caracterização dos lodos das ETAs, bem como a comparação de sua toxicidade aos organismos aquáticos estudados, em diferentes épocas do ano (estações chuvosa e seca);

(4) Determinação das possíveis alterações causadas pelos lodos das ETAs à fauna bentônica nativa, através de análises qualitativas e quantitativas dos organismos, a montante e a jusante do local de lançamento dos efluentes nos corpos receptores.

- Definir qual dos dois lodos (aqueles contendo cloreto férrico ou aqueles sulfato de alumínio) é mais tóxico aos organismos estudados.
- Mostrar a importância dos testes de toxicidade na detecção de problemas gerados pelo lançamento dos resíduos de ETAs à biota aquática.

3. JUSTIFICATIVA

A água destinada ao consumo humano deve atender a condições mínimas para que possa ser ingerida ou utilizada para fins higiênicos, o que se consegue por meio das estações de tratamento, quando a água do manancial oferece riscos à saúde pública, não atende aos padrões de potabilidade ou aos fatores estéticos. Com os avanços nas tecnologias de tratamento, a água bruta de qualquer qualidade pode ser tratada e destinada ao consumo, embora em alguns casos os custos e riscos envolvidos possam ser extremamente elevados e inviabilizar o tratamento (DI BERNARDO, 1995).

Segundo DI BERNARDO (1993), a produção de água que atenda ao padrão de potabilidade geralmente requer o processo de filtração, pois somente através dele é que são removidas partículas coloidais, suspensas e microrganismos indesejáveis presentes nas águas de abastecimento. Muitas vezes a água bruta contém componentes que exigem tratamentos específicos, conduzindo à formação de precipitados que devem ser posteriormente removidos por sedimentação, flotação, filtração, ou por adsorção em hidróxidos, óxidos ou carvão ativado.

As tecnologias de tratamento de água podem ser divididas em: aquelas que utilizam a coagulação química e aquelas que não necessitam desse processo. Em geral, os coagulantes primários mais utilizados são o sulfato de alumínio, o cloreto férrico ou o sulfato ferroso. Segundo HUNDT¹ apud AWWA (1991), os sais de alumínio são os coagulantes primários mais utilizados em ETAs em todo o mundo.

¹HUNDT, T.R. 1986. Aluminum-fulvic acid interactions: mechanisms and application. AWWA Proceedings of Annual Conference, Denver, CO, June 22-26, pp. 1199-1201

Contudo, DI BERNARDO (1993) afirma que a escolha do coagulante é dependente de vários fatores, destacando-se, principalmente, a disponibilidade do produto no mercado a custo acessível, a alcalinidade e o pH da água bruta.

Os sistemas tradicionais de tratamento de água geram resíduos quando a água bruta dos mananciais é submetida às diversas operações e processos que a transformam em água potável. Os resíduos ou efluentes, normalmente, são lançados nos cursos d'água mais próximos à estação, o que pode resultar em toxicidade à vida aquática e degradação do corpo receptor.

Os resíduos do tratamento de águas de abastecimento são constituídos por materiais removidos (tais como, sólidos orgânicos e inorgânicos, algas, bactérias, vírus, protozoários, colóides, sais dissolvidos) que causam turbidez à água bruta, por produtos químicos adicionados durante o tratamento e pela própria água que atua como agente transportador destes mesmos resíduos. Em geral, tais resíduos ficam retidos nos decantadores, nos flotadores e na água de lavagem dos filtros, apresentando baixa biodegradabilidade, alta concentração de sólidos totais, agentes patógenos e, eventualmente, metais pesados que podem causar toxicidade à vida aquática.

De acordo com CORDEIRO (1993), a grande maioria das estações de tratamento de água convencionais, no Brasil, lança seus efluentes em cursos d'água próximos a ela (em alguns casos, no mesmo sistema que lhe serve como manancial) e seus gerenciadores não possuem dados sobre as características dos lodos gerados nos decantadores das unidades por eles monitoradas. A questão torna-se mais grave quando o autor afirma que algumas das agências de saneamento ou de proteção ambiental já enfrentaram problemas de poluição em decorrência do lançamento dos lodos de estação de tratamento de água (LETAs) no meio ambiente.

A maioria das estações de tratamento de água utiliza o sulfato de alumínio como coagulante primário (RAMAMOORTHY, 1988; CORDEIRO, 1993). De acordo com WREN & STEPHENSON (1991), as aplicações no tratamento de água representam a maior entrada antropogênica de alumínio em águas receptoras.

Quando o alumínio é mobilizado em lagos e rios mostra-se tóxico à vida aquática. Entre as formas (espécies) de alumínio, o inorgânico monomérico foi constatado como sendo a mais tóxica a peixes (truta), embora outras espécies de alumínio tenham também apresentado toxicidade a estes organismos. As espécies de alumínio que causam toxicidade são dependentes da química da água, do organismo-teste estudado, e do efeito monitorado (AWWA, 1991).

Pelo exposto, torna-se necessária a realização de pesquisas sobre os impactos de LETAs à biota aquática dos corpos receptores, quer seja através de testes de toxicidade destes resíduos ou através do estudo do seu efeito residual nos organismos bentônicos. Esta pesquisa, portanto, pretende comparar os efeitos da toxicidade causada pelos lodos contendo, respectivamente, compostos derivados do sulfato de alumínio e cloreto férrico, visando estabelecer qual deles apresenta maior potencial de toxicidade e de impacto aos organismos-teste utilizados neste estudo, ou seja, microcrustáceos, peixes e invertebrados bentônicos e ainda os efeitos a comunidade bentônica nativa das adjacências dos pontos de lançamento dos lodos nos corpos receptores.

4. REVISÃO DA LITERATURA

4.1. Considerações gerais sobre a Ecotoxicologia e os testes de toxicidade

A Ecotoxicologia pode ser definida como a Ciência que estuda os efeitos ou as influências de agentes químicos tóxicos no indivíduo e suas conseqüências na estrutura e funcionamento das populações, comunidades e ecossistemas (SOARES, 1990).

Para ADAMS (1995), a Toxicologia Aquática é definida como o estudo dos efeitos dos agentes tóxicos nos organismos aquáticos. Esta definição inclui o estudo dos efeitos tóxicos no nível celular, individual, populacional e da comunidade, apesar da grande maioria dos estudos serem realizados no nível individual.

Os testes de toxicidade com organismos aquáticos têm sido utilizados, desde a década de 40, para prever o impacto do lançamento de agentes tóxicos em recursos hídricos (BERTOLETTI, 1990).

Os testes de toxicidade realizados nesta ocasião 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 1951 e foi posteriormente incluído no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Atualmente, existem vários métodos padronizados para testes de toxicidade, os quais incluem diversas espécies, tais como algas, invertebrados, peixes, entre outras (ADAMS, 1995).

Um teste de toxicidade aquática é um procedimento no qual as respostas dos organismos aquáticos são usadas para detectar a presença ou avaliar os efeitos de uma ou mais substâncias, resíduos ou fatores ambientais, sozinhos ou combinados (GOLDSTEIN et al., 1983; ADAMS, 1995). Os testes de toxicidade ou bioensaios são necessários para avaliar o grau de poluição de um corpo d' água, tendo em vista que apenas as variáveis físicas e químicas não são suficientes para a determinação dos efeitos potenciais à biota e, conseqüentemente, para o estabelecimento de procedimentos para protegê-la.

Através dos testes de toxicidade, determina-se o tempo e as concentrações em que o agente químico é potencialmente prejudicial pois, para qualquer produto, o contato com a membrana ou sistema biológico pode não produzir um efeito adverso se a concentração do agente químico for baixa, ou se o tempo de contato for insuficiente. Concentração e tempo de exposição são diretamente relacionados, sendo que altas concentrações poderão ter efeitos prejudiciais (até letais) em tempos de exposição extremamente curtos (RAND & PETROCELLI, 1985; FONSECA, 1991; APHA;AWWA;WEF, 1995).

ZAGATTO (1988) aponta que a grande diversidade e complexidade de substâncias, em um mesmo efluente, inviabiliza sua caracterização completa do ponto de vista analítico e econômico. Vários estudos têm demonstrado que os resultados obtidos através de variáveis físicas e químicas dificilmente fornecem informações sobre o efeito conjunto de várias substâncias que, após interagirem entre si, podem causar efeitos letais sobre a biota presente no meio aquático.

Um instrumento alternativo ou complementar às tradicionais variáveis químicas para determinação da toxicidade de amostras ambientais é a utilização de bioensaios, visto que os organismos vivos apresentarão alguma resposta frente a presença de níveis tóxicos de quaisquer substâncias químicas ou misturas complexas tóxicas (CETESB, 1992-b).

De acordo com American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environmental Federation - APHA;AWWA;WEF (1995), os testes de toxicidade são classificados de acordo com: (a) *duração* - curto (agudo),

intermediário (crônico-parcial) e a longo prazo (crônico); (b) *método de adição de soluções* - estático, com renovação, fluxo-contínuo e (c) *objetivo* - monitoramento da qualidade de efluentes, teste de composto isolado, toxicidade relativa, taxa de crescimento, etc.

Os testes de toxicidade aguda são geralmente realizados para avaliar a relação concentração-resposta quanto à sobrevivência, enquanto que os testes de toxicidade crônica avaliam os efeitos subletais que afetam o crescimento, a reprodução, o comportamento ou efeitos bioquímicos entre outros e são, usualmente, realizados para estimar a concentração que não produz efeito adverso (ADAMS, 1995).

Os testes de toxicidade aguda são utilizados em monitoramento de rotina quanto ao padrão ou qualidade de efluentes ou como testes exploratórios. Eles utilizam a mortalidade ou outra observação discreta para se determinar os efeitos provocados pelo agente tóxico (valores de concentração letal - CL50, ou seja, a concentração nominal do agente tóxico que causa efeito agudo, geralmente a letalidade, a 50% dos organismos-teste, em 48 ou 96 horas de exposição, nas condições do teste), sendo também usados para indicar os limites de concentração para os testes crônicos e crônicos-parciais (RAND & PETROCELLI, 1985; FONSECA, 1991; APHA;AWWA;WEF, 1995).

Embora os valores de CL50 sejam medidas úteis, obtidas a partir do teste de toxicidade aguda, não representam concentrações seguras ou nocivas aos habitats aquáticos, pois as concentrações de substâncias químicas ou de efluentes que não são considerados tóxicas em 96 horas de exposição, podem ser tóxicas em períodos de exposição maiores, no curso d'água. Portanto, a CL50 (96 horas) pode representar apenas uma fração da toxicidade a longo prazo (RAND & PETROCELLI, 1985; FONSECA, 1991; APHA;AWWA;WEF, 1995).

Os testes crônicos-parciais (duração intermediária) são geralmente utilizados para exposições com durações mais longas ao agente tóxico, considerando vários estágios de um organismo com longo ciclo de vida, enquanto que os testes de toxicidade a longo prazo estimam a toxicidade crônica e podem incluir os primeiros estágios de vida, parte do ciclo de vida ou o ciclo de vida total. As exposições podem

variar de sete dias a vários meses, dependendo do ciclo de vida do organismo estudado (APHA;AWWA;WEF, 1995).

De acordo com BRANCO (1986), os animais mais empregados em ensaios biológicos ou bioensaios são os peixes, porém, têm sido utilizados, também, invertebrados, como moluscos e larvas de insetos, além de algas diatomáceas e outras.

FONSECA (1997) relaciona diversos invertebrados recomendados para testes de toxicidade pela USEPA (United States Environmental Protection Agency), APHA (American Public Health Association), FAO (Food and Agriculture Organization of USA) e OECD (Organization for Economic Development and Cooperation), tais como protozoários, vermes, moluscos, crustáceos, rotíferos e larvas de insetos.

Segundo a CETESB (1992-b), para a realização de bioensaios relativos ao meio aquático são utilizados organismos representantes de vários níveis tróficos da cadeia alimentar. Geralmente utilizam-se algas, bactérias, microcrustáceos ou peixes, por serem estes organismos sensíveis e representativos da biota aquática.

Entretanto, existem fatores que devem ser considerados na escolha de organismos para a realização de testes de toxicidade, dentre eles: a representatividade no nível trófico, a disponibilidade para realização dos testes (grande número, estabilidade genética), facilidade de cultivo e manejo, informações sobre a biologia e sensibilidade da espécie, além de sua importância econômica.

Para BUIKEMA et al. (1982), atualmente existem inúmeras propostas de macro e microinvertebrados passíveis de serem utilizados em testes de toxicidade, porém, poucas são adequadas devido à falta de informações biológicas necessárias para o estabelecimento das culturas.

A escolha dos organismos-teste deve, portanto, depender dos objetivos dos estudos, sendo desejável a utilização de várias espécies sensíveis, incluindo espécies-padrão e, sempre que possível, espécies nativas.

4.2. Constituintes dos lodos de ETAs e a disposição no ambiente aquático

A maioria das águas superficiais e subterrâneas utilizadas para consumo humano requer algum tipo de tratamento. Geralmente as estações de tratamento de água (ETAs) empregam processos de coagulação, sedimentação, filtração, entre outros, para o atendimento do padrão de potabilidade. Os métodos auxiliares do tratamento incluem principalmente: a decantação primária; a remoção de ferro e manganês; a aeração e oxidação; a redução da dureza da água com cal, carbonato de sódio e troca iônica; o controle de sabor e odor com carbono e a desinfecção (geralmente cloração). Estes processos de tratamento geram resíduos sólidos ou líquidos, exceção feita ao processo de desinfecção.

Os resíduos resultantes do tratamento da água consistem principalmente de impurezas na forma de materiais suspensos, coloidais e dissolvidos contidos na água bruta. De acordo com LIN et al. (1984), apenas uma pequena quantidade de resíduos particulados são produzidos pela adição de produtos químicos e resultantes de reações químicas.

O tipo, a quantidade e as características dos resíduos variam muito, dependendo do processo de tratamento, da qualidade da água bruta, da dosagem e tipo de produtos químicos.

As Tabelas 4.1 e 4.2 indicam os principais constituintes dos afluentes e efluentes de uma ETA convencional que, no caso, emprega sulfato de alumínio como coagulante primário. Quando são utilizados outros coagulantes, tais como o cloreto férrico ou o sulfato ferroso, a composição dos efluentes varia dependendo do aditivo químico adicionado. Mas pode-se dizer que, em geral, os efluentes são compostos por impurezas contidas na água bruta, por produtos químicos utilizados e seus subprodutos de reação (hidróxido-complexos de ferro ou alumínio).

Os principais resíduos gerados nas ETAs são aqueles retidos nos decantadores, nos flotadores e os resultantes das operações de filtração, constituídos principalmente por material particulado. Os resíduos acumulados nos decantadores e flotadores são basicamente uma mistura de hidróxido de alumínio, polieletrólitos ou

outros coagulantes auxiliares, detritos inorgânicos e matéria orgânica. As unidades de redução da dureza liberam como residual, principalmente, carbonato de cálcio, hidróxidos de magnésio e ferro, matéria orgânica e inorgânica. A quantidade e composição dos resíduos de lavagem de filtro decorrem da eficiência da operação de filtração e dos processos das unidades de tratamento que a precedem.

TABELA 4.1 - Principais constituintes dos afluentes de ETAs convencionais.

Afluentes	Principais constituintes
água bruta	água, partículas em suspensão e solução (argilo-minerais, substâncias húmicas), algas, matéria orgânica, possíveis contaminantes (defensivos agrícolas, fertilizantes), etc.
coagulante primário/sulfato de alumínio	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$, possíveis contaminantes (metais ou outros).
cal	$\text{Ca}(\text{OH})_2$, impurezas.
auxiliares de floculação/ filtração (polímeros, sílica ativada, etc.)	polímeros naturais ou sintéticos, sílica, alumínio, etc.

Fonte: Modificado de CORDEIRO, 1993.

TABELA 4.2 - Principais constituintes dos efluentes de ETAs convencionais.

Efluentes	Principais constituintes
água tratada	água + parcela de subprodutos de reação de produtos químicos e material presente na água bruta, parcela de material em solução e suspensão.
lodo sedimentado dos decantadores/flotadores	matéria orgânica suspensa na água, carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio, hidróxidos complexos de alumínio ou ferro, plâncton, matéria orgânica + água + metais.
água de lavagem dos filtros	partículas finas, hidróxidos complexos de alumínio e ferro, plâncton, matéria orgânica, água e subprodutos gerados no processo de coagulação; impurezas contidas nos produtos químicos aplicados, etc.
água de lavagem dos tanques	água, cal, sulfato de alumínio, polieletrólitos + impurezas contidas nos produtos preparados, etc.

Fonte: Modificado de CORDEIRO, 1993.

A disposição dos resíduos de ETAs ainda representa um sério problema. Na prática, a maioria dos resíduos das estações retorna ao corpo receptor fornecedor da água bruta. Este fluxo de resíduos pode ser considerado poluente por duas razões: (1) por inibir a atividade biológica no curso d'água e (2) por criar condições esteticamente indesejáveis. Tem sido argumentado que a maior parte do lodo do decantador e dos resíduos da filtração originam da água bruta e, por isso, devem retornar a sua fonte. Em termos de carga total isto pode fazer sentido, contudo, geralmente as concentrações dos resíduos são muito maiores que aquelas encontradas na água bruta (LIN et al., 1984). A Figura 4.1 ilustra como os efluentes de ETAs atingem os corpos receptores.

FIGURA 4.1- Esquema tradicional típico de disposição dos resíduos de estações de tratamento de água. Fonte: CORDEIRO, 1993.

4.3. Considerações gerais sobre a toxicidade dos lodos de ETAs e de substâncias químicas utilizadas em tratamento de água

O lançamento direto de efluentes de ETA em cursos d'água próximos à estação é uma prática comum há algum tempo. Contudo, ao longo dos últimos 15 anos, este procedimento tem sido questionado e apesar dos inúmeros debates sobre este sistema de operação, poucas pesquisas têm sido desenvolvidas em relação aos efeitos ambientais provocados pelas descargas de lodos de ETAs (CORNWELL et al., 1987).

Os lodos de ETAs apresentam em sua composição grandes concentrações de alumínio, quando se utiliza sulfato de alumínio como coagulante primário durante o tratamento. Esse material, quando lançado em rios com baixa velocidade de correnteza ou em lagos, poderá causar problemas, principalmente aos organismos bentônicos destes locais (CORDEIRO, 1993).

De acordo com WREN & STEPHENSON (1991), as maiores fontes antropogênicas de alumínio em águas superficiais incluem o processamento industrial, as estações de tratamento de água, as estações de tratamento de esgoto e o processamento de papel e polpa.

O interesse sobre a toxicidade do alumínio tem sido discreto, devido às dificuldades de se estudar este elemento no meio ambiente e de se identificar a função do alumínio em certas doenças e problemas de saúde (MILLER², NELSON et al.³ apud AWWA, 1991). O alumínio se apresenta na natureza principalmente como compostos na forma sólida (saís, hidróxidos), contudo, a acidificação e a drenagem de minas têm aumentado a mobilidade do alumínio em sistemas aquáticos (AWWA, 1991).

²MILLER, J.R. (1985). *A method for the speciation of aluminum in acidic streams*. Ph. D. Diss., University of Pittsburgh.

³NELSON, W.O., T.G. LUTZ, AND C. ORVIG, C. (1987). *The chemistry of neurologically active, neutral, and water soluble aluminum complexes*. Paper presented at the 194th National Meeting of the American Chemical Society, August 30 - September 4, New Orleans, LA.

Além do alumínio, outros contaminantes associados ao alumínio comercial ou à água bruta podem ser adicionados ao sistema aquático, através da descarga do lodo de ETAs (AWWA, 1991) e este fato dificulta ainda mais a compreensão da química e toxicidade daquele elemento no ambiente aquático. As Tabelas 4.1 e 4.2, apresentadas anteriormente, ilustram alguns destes contaminantes.

A química do alumínio no meio aquoso é extremamente complexa; a sua toxicidade e bioacumulação nos organismos aquáticos dependem da especiação do mesmo no sistema aquático, que é influenciada pelo pH, pela temperatura, pela complexação com ligantes orgânicos e pela duração da exposição. Estes fatores tornam extremamente difícil avaliar o risco do alumínio à integridade ecológica, porque a toxicidade varia com a espécie molecular e sua concentração (AWWA, 1991; WREN & STEPHENSON, 1991).

No que diz respeito à toxicidade dos lodos de ETAs, existem poucos trabalhos que abordam esta questão, embora já existam resultados que apontam para efeitos deletérios diretos ou indiretos do alumínio à vida aquática. Serão comentados aqui alguns trabalhos específicos sobre a toxicidade e impacto de efluentes de ETAs e outros, que tratam das substâncias químicas utilizadas no processo de tratamento de água de abastecimento ou residuária, que podem prejudicar direta ou indiretamente os organismos aquáticos. Trabalhos referentes a toxicidade e impacto causado pelo coagulante cloreto férrico não foram citados devido à ausência de informações na literatura.

Segundo BIESINGER et al. (1976), polieletrólitos são polímeros usados como floculantes ou coagulantes, auxiliares no controle de sólidos em águas de abastecimento ou residuárias. O interesse sobre seus efeitos à vida aquática justifica-se porque os eletrólitos são utilizados na clarificação da água, antes da descarga dos resíduos nos corpos receptores. A maioria dos polieletrólitos catiônicos são tóxicos, inclusive em baixas concentrações (em torno de 2 a 3 mg/L), enquanto que os polieletrólitos aniônicos são tóxicos apenas em concentrações mais elevadas.

BIESINGER et al. (op. cit.) realizaram testes de toxicidade aguda com trutas (*Salvelinus namaycush* e *Salmo gairdneri*), misídáceos (*Mysis relicta*), copépodos

(*Limnocalanus macrurus*) e cladóceros (*Daphnia magna*), e teste de toxicidade crônica apenas com este último organismo, utilizando como solução-teste vários polieletrólitos catiônicos e aniônicos. Os resultados indicaram que os polieletrólitos catiônicos foram particularmente tóxicos, em concentrações em que eles são facilmente liberados nos corpos receptores, podendo causar sérios problemas à vida aquática.

BIESINGER & STOKES (1986) estudaram os efeitos de polieletrólitos em vários organismos aquáticos por meio de testes de toxicidade aguda e de um estudo em microcosmo. Os organismos utilizados nos testes de toxicidade foram: cladóceros (*Daphnia magna*), peixes (*Pimephales promelas*), gamarídeos (*Gammarus pseudolimnium*) e dípteros (*Paratanytarsus parthenogeneticus*), enquanto que no estudo de microcosmo utilizaram dez espécies de algas. As concentrações de polieletrólitos testadas variaram de 0,29 a 345 mg/L.

Os resultados indicaram que os polieletrólitos não iônicos e aniônicos foram menos tóxicos na concentração de 100 mg/L para quatro espécies de organismos aquáticos, contudo, dos quinze polieletrólitos catiônicos testados, apenas dois não foram tóxicos na concentração de 100 mg/L. BIESINGER & STOKES (op. cit) apontam que há grande diferença nas toxicidades dos polímeros catiônicos, que devem variar em função das estruturas químicas. Os principais efeitos causados pelos polímeros decorrem da adsorção destes pelas brânquias dos organismos aquáticos e também devido ao grande tamanho destes polieletrólitos, que podem agir como irritantes físicos. Os autores sugeriram ainda que a toxicidade de polieletrólitos catiônicos deve ser neutralizada com a adição de polieletrólitos aniônicos, antes que os efluentes sejam lançados nos corpos receptores.

LAMB & BAILEY⁴ apud CORNWELL et al. (1987) realizaram testes de toxicidade aguda e crônica com hidróxido de alumínio utilizando o quironomídeo *Tanytarsus dissimilis* como organismo-teste. O grupo dos quironomídeos ocupa uma significativa posição entre a comunidade de invertebrados bentônicos de lagos e é um importante alimento de peixes. Os resultados dos ensaios indicaram que ocorreu

⁴LAMB, D.S. & BAILEY, G. (1981). Acute and chronic effects of alum to midge larva. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 27:59.

mortalidade dos organismos em todas as doses de alumínio testadas. De acordo com os autores, o hidróxido de alumínio sólido não foi tóxico e, provavelmente, alguma outra forma química tenha alterado negativamente o aluminato tendendo a concentrar materiais tóxicos.

FORT & STOVER (1995) afirmaram que polímeros catiônicos flocculantes apresentam a propriedade de induzir a toxicidade aguda à *Ceriodaphnia dubia* em concentrações extremamente baixas, ao contrário de coagulantes inorgânicos auxiliares. Como polímeros e coagulantes inorgânicos são geralmente utilizados em conjunto, os autores supra citados estudaram o potencial tóxico da interação entre dois tipos de aditivos.

Os resultados indicaram que os polímeros catiônicos isolados não foram significativamente tóxicos à *Ceriodaphnia dubia*, mas em associação com os coagulantes, cloreto férrico ou sulfato de alumínio parecem agir sinergicamente, e ainda que os tipos de flocculantes e as formas de tratamento influenciam muito a toxicidade. FORT & STOVER (op. cit.) concluíram que a interação entre polímeros catiônicos e coagulantes pode ser efetivamente utilizada na avaliação da toxicidade de tratamentos aditivos.

Os trabalhos citados a seguir abordam particularmente os efeitos adversos do lançamento de efluentes de ETAs (lodos) à biota dos corpos receptores.

ROBERT & DIAZ⁵ apud CORNWELL et al. (1987) observaram, através de medidas de produtividade do fitoplâncton, os efeitos das descargas de lodo (contendo sulfato de alumínio) em um riacho raso e com baixa velocidade de correnteza, em Newport News. Os resultados indicaram claramente que a produtividade do fitoplâncton foi praticamente suprimida na estação mais próxima ao ponto de descarga do lodo.

⁵ ROBERTS, M.H. & DIAZ, R.D. (1985). *Assessing the effects of alum sludge discharge into coastal stream*. Recent Advances in Sludge Treatment and Disposal. AWWA, Denver, Colorado.

Os autores concluíram que a supressão da produtividade foi resultante da alta concentração de sólidos suspensos provenientes das descargas, tendo em vista que durante a amostragem a intensidade luminosa se declinou a zero a uma profundidade de poucos milímetros (CORNWELL et al., 1987).

CORNWELL et al. (op. cit.) apontam que quando o corpo receptor apresenta um aspecto estacionário, os sólidos contidos nos lodos tendem a se depositar próximos ao ponto de descarga, criando bancos de lodo que podem afetar diretamente os organismos bentônicos, além de criarem condições anaeróbias que prejudicariam outros organismos aquáticos através de alterações na consumo de oxigênio (DQO), pH e solubilidade de metais.

LIN et al. (1984) realizaram um estudo para caracterizar, quantificar e avaliar o impacto aos organismos bentônicos, dos resíduos gerados pela ETA de S^t Louis, em Illinois, os quais são lançados no rio Mississippi.

Os resultados obtidos indicaram que a influência dos resíduos foi detectada no sedimento do rio pelo aumento da concentração de ferro e alumínio, bem como pelo conteúdo orgânico volátil e mudanças na distribuição de tamanho das partículas. Os autores verificaram também que não houve formação de bancos de lodo e os macroinvertebrados bentônicos foram caracterizados por baixa diversidade e densidade, não sendo constatada nenhuma diferença significativa no tipo e nem na densidade dos macroinvertebrados, nas estações próximas ao ponto de descarga, nem a jusante nem a montante do local de lançamento (LIN et al., op. cit.).

HALL & HALL (1989) avaliaram as toxicidades aguda e crônica do lodo de uma estação de tratamento de água de abastecimento a peixes (*Pimephales promelas*) e invertebrados (*Ceriodaphnia dubia*) de água doce e também monitoraram a qualidade da água sob influência do efluente da ETA.

Os resultados indicaram que a mortalidade de *C. dubia* expostas ao lodo não diferiu significativamente do controle, contudo, ocorreu atraso da liberação da primeira ninhada nos organismos expostos a 100% de lodo. Os autores atribuíram a demora na liberação da ninhada e a redução significativa da reprodução de

Ceriodaphnia dubia, ao efeito combinado da redução do pH e da concentração de oxigênio dissolvido e ao estresse físico devido ao alto nível de sólidos suspensos, indicando que o tratamento com 100% de lodo induziu efeitos subletais. Em relação ao *P. promelas*, a alta concentração de alumínio do tratamento com 100% de lodo não resultou em mortalidade substancial das larvas de peixes, provavelmente porque o alumínio não estava dissolvido. A precipitação do alumínio devido à alta alcalinidade do efluente, adsorção e complexação com sólidos, além da competição catiônica devido à alta dureza do efluente foram os fatores prováveis de redução da toxicidade.

AWWA (1991) desenvolveu um projeto para avaliar o efeito do lançamento de lodos de ETAs no ambiente aquático. Foram estudadas dez estações de tratamento de água, sendo nove delas nos Estados Unidos e uma no Canadá. O projeto tinha como objetivos:

(1) determinar as espécies de alumínio presentes nos lodos de ETAs despejados em ecossistemas de água doce;

(2) determinar a toxicidade aguda de lodo de ETA a diversos níveis tróficos da vida aquática;

(3) determinar a toxicidade crônica de lodo de ETA a peixes e microcrustáceos;

(4) avaliar o impacto do lançamento de lodo de ETA à comunidade de macroinvertebrados bentônicos (estudo em microcosmo);

(5) caracterizar a transformação de espécies de alumínio nos corpos receptores.

Os resultados obtidos indicaram que em relação à especiação do alumínio este forma compostos com ligantes orgânicos e inorgânicos que são solúveis em soluções ácidas e básicas e completamente insolúveis em soluções neutras. Sob condições ácidas e básicas o alumínio monomérico foi a principal espécie solúvel presente. Quanto à toxicidade aguda do extrato de lodo de ETA, apenas a alga

Selenastrum capricornutum foi afetada adversamente e a toxicidade aguda do lodo seguiu a natureza anfótera do alumínio. A toxicidade ocorreu apenas com os extratos em pH ácido e básico. Provavelmente a dureza e a alcalinidade da água do corpo receptor diminuíram a toxicidade do extrato do lodo de ETA. Em relação ao estudo de microcosmo, os tratamentos com lodo de ETA e argila bentonita tiveram efeitos adversos às comunidades de macroinvertebrados bentônicos, com predomínio de oligoquetos em todos os microcosmos. Geralmente os oligoquetos proliferam em águas poluídas, com baixo teor de oxigênio dissolvido. Consequentemente, as baixas concentrações de oxigênio dissolvido não foram os fatores limitantes mais prováveis, que afetaram o número de oligoquetos.

As recomendações e conclusões da AWWA (1991), a partir desse estudo, foram as seguintes:

(1) que sejam realizados testes de toxicidade com vários organismos típicos de sistemas aquáticos, para se determinar o potencial tóxico total que ocorre no ecossistema;

(2) lodos de ETAs não devem ser lançados em riachos com águas ácidas (pH<6), contudo, descargas em águas com pH na faixa neutra tendem a apresentar um efeito mínimo à produção primária;

(3) descargas de lodo de ETA em águas superficiais brandas (dureza menor que 50 mg CaCO₃/L), devem ser evitadas;

(4) o lançamento de lodo de ETA deve ser examinado cuidadosamente, para se determinar os efeitos deletérios à produção primária e aos macroinvertebrados bentônicos;

(5) os efeitos aos organismos bentônicos podem ser amenizados, quando o lançamento do lodo for feito em locais onde a deposição é limitada, devido ao rápido movimento das águas;

(6) avaliações ambientais relativas à disposição de lodo de ETAs em águas superficiais são necessárias, considerando-se fatores como o uso da água do corpo

receptor, estrutura do sedimento, sistema hidrológico e biologia da água do corpo receptor, para que se determine os efeitos deletérios das descargas de lodo de ETA ao ecossistema.

GEORGE et al. (1995) estudaram os efeitos da toxicidade de extratos de lodo de ETAs (que utilizavam sulfato de alumínio como coagulante) em organismos de diversos níveis tróficos, sendo realizados testes de toxicidade aguda com bactérias (*Photobacterium phosphoren*) e protozoários (*Tetrahymena pyriformis*) e testes de toxicidade crônica com algas (*S. capricornutum*) e peixes ("fathead minnow"). Os efeitos do lodo foram observados no crescimento das algas, na mortalidade dos protozoários, na sobrevivência e crescimento dos peixes e na luminescência das bactérias. Os testes foram preparados com amostras de água de corpos receptores e em diversas faixas de pH.

Os resultados indicaram que a espécie *S. capricornutum* foi a mais sensível de todas as espécies testadas. A inibição do crescimento algal foi observada em pH 5, mas não foram observados efeitos tóxicos em pH neutro. O extrato do lodo também foi tóxico em todas as faixas de pH (5 a 9), quando a dureza da água do corpo receptor era menor que 35 mg CaCO_3/L . De acordo com GEORGE et al. (1995), constituintes solúveis provenientes do lodo de ETAs descartados em corpos receptores, podem afetar adversamente o crescimento algal.

Deve ser ressaltado que, de acordo com a literatura consultada, embora os efeitos dos efluentes das ETAs nos corpos receptores não tenham sido bem avaliados e definidos, nos Estados Unidos, os órgãos de proteção ou controle ambiental, já determinaram que as estações de tratamento de água devem parar de lançar seus efluentes em cursos d'água. No Brasil, pouca atenção tem sido dispensada a esta questão, sobretudo no que se refere aos órgãos de fiscalização ambiental.

4.4. A toxicidade do alumínio aos organismos aquáticos

Neste subitem serão incluídos trabalhos bastante específicos e com peculiaridades próprias, tais como: realização de testes de toxicidade sob

determinadas condições (pH, temperatura, dureza da água, especiação do alumínio, entre outras) e tipos de organismos utilizados. Estas inclusões foram feitas devido à escassez de informações relativas à toxicidade de lodo de ETA à biota aquática e também porque poderão fornecer alguns subsídios à compreensão dos processos relativos à química do alumínio no ambiente aquático e seus prováveis efeitos aos organismos.

FREEMAN & EVERHART (1971) realizaram testes de toxicidade crônico-parcial de alumínio, utilizando a truta arco-íris como organismo-teste. Foram utilizadas concentrações de alumínio total que variaram de 0,05 a 5,2 mg/L, em várias faixas de pH, sendo que as formas de alumínio (especiação) testadas foram o hidróxido de alumínio e o aluminato.

A partir dos resultados obtidos concluiu-se que: (1) o íon aluminato apresenta toxicidade aguda à truta em concentrações iguais ou superiores a 0,5 mg/L; (2) o íon aluminato também causa injúria crônica, como hiperplasia das brânquias, mas nos dois casos acima ocorreu recuperação, quando os organismos foram transferidos para água não contaminada; (3) hidróxido de alumínio recentemente precipitado não causa intoxicação aguda em trutas arco-íris, mas provoca injúria crônica, sendo que os sintomas são similares àqueles causados pelo aluminato, porém a recuperação e desenvolvimento foram mais lentos (FREEMAN & EVERHART, op. cit.).

Níveis elevados de alumínio em águas superficiais ácidas podem causar sérios efeitos nocivos a peixes e outros organismos da vida aquática. Concentrações elevadas de alumínio podem atuar como fator limitante primário à sobrevivência de peixes, contudo, existem evidências de que a complexação altera a distribuição e toxicidade de metais traços (DRISCOLL et al., 1980).

Em um estudo sobre complexação de alumínio e toxicidade, DRISCOLL et al. (op. cit.) expuseram trutas (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill) em água contendo alumínio como íon livre e também complexado com hidróxido, fluoreto e/ou citrato. Os resultados obtidos indicaram que o efeito mitigador da complexação do alumínio com o fluoreto, em relação à toxicidade do alumínio, foi menor do que com a complexação orgânica. A forma inorgânica do alumínio parece ser a espécie de

maior interesse com relação à toxicidade a peixes. Com relação aos resultados da reação com hidróxido, a toxicidade do alumínio a peixes é dependente do pH.

HAVAS (1985) estudou a bioacumulação e a toxicidade do alumínio à *D. magna*, em diversas faixas de pH e dureza da água. As concentrações de alumínio total, utilizadas nos experimentos, variaram de 0,02 a 1,02 mg/L, a faixa de variação da dureza foi de 2,5 a 12,5 mg Ca/L e a do pH foi de 4,5 a 6,5. Os resultados obtidos indicaram que *D. magna* é extremamente sensível a baixos valores de pH (<5) e morre rapidamente em água branda. Sua resposta à presença do alumínio parece ser mais complexa do que à presença do íon H^+ , pois dependendo da concentração e do pH da solução, o alumínio pode ter um efeito nocivo ou benéfico. Em pH 4,5, a alta concentração de alumínio (1,02 mg/L) atenuou a toxicidade do íon H^+ , embora o efeito tenha sido temporário. A bioacumulação do alumínio pela *D. magna* é dependente do pH, sendo que a absorção máxima ocorre em pH 6,5 e a mínima em pH 4,5.

De acordo com HUNN et al. (1987), a presença de alumínio reduz a sobrevivência de peixes em valores de pH que eles normalmente poderiam tolerar. Contudo, se o cálcio estiver presente, em concentração superior a 1 mg/L, a ação tóxica do alumínio pode ser atenuada. Para constatação deste fato, HUNN et al. (op. cit.) observaram a sobrevivência, crescimento e comportamento de salmonídeos nos primeiros estágios de vida, em um ambiente com pouco cálcio e sob influência de acidez e em presença de alumínio. Os autores verificaram que a sobrevivência dos salmonídeos, em água extremamente branda, é dependente do pH, e, constataram que a sobrevivência dos peixes estudados pode ser aumentada com a elevação do pH (acima de 5,0) e com adição de cálcio no meio.

Na expectativa de avaliar os efeitos do alumínio em baixos níveis de pH no crescimento da truta marrom (*Salmo trutta L.*), SADLER & LYNAM (1987) expuseram indivíduos com um ano de idade a várias concentrações (0 a 60 $\mu\text{g/L}$) de alumínio inorgânico e em faixas de pH que variavam de 4,3 a 6,5. Os resultados indicaram que em baixos valores de pH e na ausência de alumínio poucos efeitos no crescimento e na sobrevivência das trutas foram observados, com exceção do menor

valor testado (pH 4,3). Em pH < 5 e na concentração de alumínio de 27 µg/L verificou-se um retardamento no crescimento. De acordo com SADLER & LYNAM (1987), as alterações da toxicidade do alumínio em função do pH devem estar relacionadas às mudanças químicas (especiação) do alumínio e parece que a forma $Al(OH)^{2+}$ é mais tóxica.

KANE & RABENI (1987) estudaram os efeitos do alumínio e do pH nos estágios iniciais do desenvolvimento de uma espécie de peixe (*Micropterus dolomieu*). A sensibilidade da espécie foi avaliada pela exposição de organismos jovens a diferentes tratamentos, com variações de pH (5,1 a 7,5) e de concentração de alumínio (32 a 1000 µg L⁻¹), nos testes de toxicidade aguda. Os testes de toxicidade crônica foram realizados em três níveis de pH (baixo=5,1; intermediário=5,5 a 5,7 e alto=7,3), cada um deles com duas concentrações de alumínio (aproximadamente de 0 e 200 µg L⁻¹). Os testes de toxicidade aguda (96 horas) que foram realizados em pH 5,1 e concentração de alumínio ≥ 180 µg L⁻¹ resultaram em mortalidade total. Em valores de pH de 6,1 e 7,5 a mortalidade foi menor (≤ 20%), independente da concentração de alumínio. Em pH 7,3 ou 7,5, onde muito pouco alumínio é esperado na solução, houve aumento da secreção de muco no teste de toxicidade crônica e a atividade dos organismos foi reduzida significativamente no teste crônico, sugerindo reação adversa da forma monomérica do alumínio a qual pode ter um efeito crônico a longo prazo na população (KANE & RABENI, 1987).

HALL et al.⁶ apud CORNWELL et al. (1987) monitoraram biologicamente o efeito da adição de alumínio em um riacho. Os resultados obtidos em campo e em laboratório sugeriram que o aumento da concentração do alumínio pode ter consequências biológicas, físicas e químicas significativas em águas superficiais ácidas. A estrutura da comunidade macrobentônica (distribuição, abundância e diversidade) e função (interações tróficas e ciclagem de nutrientes) podem sofrer alterações pela adição de alumínio derivado do solo em rios acidificados.

⁶HALL, R.J. et al. (1985). Physical, chemical, and biological consequences of episodic aluminum addition to a stream ecosystem. *Limnology & Oceanography*, 30:212.

BIRCHALL et al. (1989) estudaram a redução da toxicidade aguda do alumínio em peixes (*Salmo salar*) em presença de sílica. Os resultados indicaram que com excesso de silício em relação ao alumínio, e com a formação de espécies de hidróxi-aluminossilicato, a disponibilidade do alumínio em pH=5 foi reduzida e a toxicidade aguda foi eliminada, sendo possível concluir que o ácido silícico representa um parâmetro-chave em estudos de toxicidade e importante no tratamento de água.

Segundo PILLSBURY & KINGSTON (1990), a presença de alumínio pode inibir, indiretamente, o crescimento de algumas espécies planctônicas, ao que tudo indica, ao reduzir a quantidade disponível de fósforo dissolvido ou por um efeito tóxico direto. Ainda segundo os referidos autores, a concentração de alumínio livre e o pH são fatores muito correlacionados. Estudos realizados por PILLSBURY & KINGSTON (op. cit.) mostraram que a concentração de alumínio de 50 µg/L pode mudar drasticamente a composição e a biomassa do fitoplâncton, com alterações ou não do pH. As diatomáceas parecem ser particularmente sensíveis ao alumínio, mas foram capazes de crescer em condições ácidas, desde que na ausência de alumínio.

Como pode ser observado, a química e a dinâmica do alumínio é bastante complexa e abrange muitos parâmetros que nem sempre são considerados nos estudos de toxicidade. Novos estudos devem ser realizados, sobretudo, no que concerne aos lodos de ETAs, considerando, principalmente, que estes resíduos são lançados em corpos receptores sem nenhuma avaliação dos impactos aos organismos aquáticos, situação típica em diversos países, inclusive no Brasil.

4.5 Invertebrados bentônicos

A comunidade que vive no fundo de lagos e rios é denominada de bentos. Os organismos bentônicos podem viver no substrato (em lodo e areia), se mover na sua superfície, crescer fixa a ele ou se mover livremente próximo ao fundo, tais como os peixes bentônicos (LAMPERT & SOMMER, 1997). A composição do substrato pode ter uma importante influência no tipo de comunidade que nele se desenvolve.

Os macroinvertebrados de água doce são organismos ubíquos, que vivem tanto em ambiente altamente impactados quanto em sistemas aquáticos isentos de poluição. Por convenção, o termo macroinvertebrados se refere à fauna de invertebrados retida em peneira de abertura de malha de 500 μm , embora nos primeiros estágios de vida, muitos macroinvertebrados passem através desta abertura de malha (HAUER & RESH, 1996).

Existem diversas classificações para a fauna bentônica, que consideram tanto o tamanho dos organismos quanto o tipo de substrato. Para BARNES & MANN (1991), a fauna que vive enterrada no sedimento pode ser classificada de acordo com o tamanho em: macrobentos ($> 1000 \mu\text{m}$); mesobentos (500-1000 μm) e microbentos ($< 500 \mu\text{m}$). LAMPERT & SOMMER (op. cit.) classificam as comunidades que vivem na superfície do substrato em: epipélica (sobre o lodo), epipsâmica (na areia), epilítica (em rochas) e epifíticas (em plantas submersas).

O estudo dos macroinvertebrados tem sido enfatizado na ecologia de rios, em parte por causa da importância destes organismos dentro da comunidade, como um elo fundamental na cadeia alimentar entre os recursos da matéria orgânica (folhas de liteira, algas, detritos) e os peixes, e em parte, devido a sua diversidade e ubiquidade. Além disso, os organismos bentônicos têm sido objeto de interesse nos programas de biomonitoramento (HAUER & RESH, op. cit.).

Vários autores afirmam que os organismos bentônicos, entre outros, são particularmente interessantes na determinação do grau e extensão da poluição em rios, principalmente devido à baixa mobilidade dos mesmos, o que os tornam incapazes de escaparem à ação das substâncias deletérias que entram no ambiente. Enquanto a análise de variáveis físicas e químicas reflete apenas uma situação momentânea do corpo de água, a fauna bentônica representa um somatório espacial e temporal dos fatores ambientais, fornecendo informações sobre as modificações nas cargas de “inputs” terrestres (BRANDIMARTE & SHIMIZU, 1990).

RESH et al. (1996) afirmam que, de todos os grupos utilizados em monitoramentos biológicos de ecossistemas aquáticos, os macroinvertebrados

bentônicos são os mais recomendados, pois apresentam inúmeras vantagens, como: são organismos ubíquos e com grande número de espécies; vários grupos têm natureza sedentária; os ciclos de vida são relativamente longos e podem detectar perturbações regulares ou intermitentes; muitos grupos apresentam taxonomia bem conhecida.

Em muitos ambientes lóticos, a comunidade de macroinvertebrados consiste de diversas centenas de espécies de numerosos filos, incluindo artrópodes, moluscos, anelídeos, nematóides e platielmintes (HAUER & RESH, 1996). Os macrobentos de sedimentos finos de rios e lagos são freqüentemente representados por larvas de quironomídeos, vermes oligoquetos e moluscos bivalves (BARNES & MANN, 1991), sendo que estes grupos são de extrema relevância no estudo de ambientes impactados.

Os representantes da família Chironomidae formam um dos mais importantes grupos de insetos aquáticos, participando significativamente da composição faunística dos mais variados biótopos lacustres e fluviais. Nestes ambientes, ocorrem na condição de larvas, apresentando elevadas densidades numéricas, colonizando basicamente o sedimento e a vegetação aquática, e mostrando uma elevada capacidade adaptativa de viver em diferentes condições ambientais. Alguns gêneros são considerados indicadores de condições ambientais particulares e a proporção que mantêm na comunidade é utilizada em estudos de avaliação ambiental e biomonitoramento (TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1995).

Algumas larvas de quironomídeos vivem no interior do sedimento ou sobre o mesmo, onde constroem tubos constituídos de partículas de substratos e secreção salivar, podendo viver em regiões com baixa concentração de oxigênio devido à habilidade de produzir hemoglobina (ALVES, 1998).

Os Oligochaeta são considerados um dos melhores grupos usados em estudos de poluição ou ambientes eutrofizados. A maioria vive em águas eutrofizadas, sobre fundo lodoso e com abundante quantidade de detritos (TEIXEIRA, 1993). O grupo Oligochaeta é bastante diversificado e se distribui amplamente desde lagos e cursos

d'água pouco produtivos até naqueles extremamente poluídos. Estes vermes são capazes de tolerar níveis críticos de oxigênio, podendo inclusive suportar condições de anaerobiose durante um período prolongado. Sua abundância, geralmente, está associada à poluição orgânica.

Tanto o grupo dos Oligochaeta quanto o dos Hirudinea são pouco estudados. Alguns representantes dos Hirudinea alimentam-se de resíduos orgânicos, porém a grande maioria é carnívora. Vivem em águas calmas ou pouco movimentadas, sobre troncos, rochas ou resíduos vegetais e toleram baixas concentrações de oxigênio. Já os representantes dos Odonata vivem em poças, pântanos, margens de lagos e correntes lentas e pouco profundas, preferindo águas limpas a ligeiramente eutrofizadas (TEIXEIRA, op. cit.).

Diversos recursos são necessários para a colonização e o estabelecimento de uma comunidade de macroinvertebrados bentônicos no sedimento de sistemas aquáticos. O teor de matéria orgânica, as concentrações de nitrogênio e a granulometria do substrato são variáveis importantes, que poderão restringir ou possibilitar a presença da fauna bentônica (ALVES, 1998). Em ambientes lóticos, fatores como a morfologia das margens, a vegetação do entorno, a vazão, a profundidade, a velocidade da corrente e as variáveis físicas e químicas também devem ser consideradas, além, é claro, das relações de predação e competição.

Diante das inúmeras variáveis envolvidas, que poderão restringir ou favorecer a presença da fauna bentônica em ecossistemas aquáticos, estes organismos tornam-se excelentes indicadores de impactos ambientais diversos. Neste sentido, a sua utilização como bioindicadores representa mais uma importante ferramenta de estudo da poluição causada pelo lançamento de águas residuárias, tanto de origem doméstica quanto de origem industrial, fornecendo valiosas informações sobre a toxicidade dos resíduos lançados no meio aquático e as alterações provocadas no meio.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

O efeito ambiental provocado pelo lançamento de lodos de estações de tratamento de água de abastecimento em corpos receptores foi investigado. Os lodos estudados eram provenientes da ETA-Águas do Paiol ou ETA-1 (localizada em Araraquara, SP) e da ETA-SAAE ou ETA-2 (situada no município de São Carlos, SP). Os corpos receptores que recebem o lançamento dos efluentes das referidas ETAs são, respectivamente, o ribeirão das Cruzes e o rio Monjolinho, sendo ambos afluentes do rio Jacaré-Guaçu.

Para a avaliação dos efeitos destes lodos, foram realizados testes de toxicidade aguda (com vários organismos-teste) e crônica (com a espécie *D. similis*). Além disso, coletou-se amostras da fauna bentônica para identificação de prováveis efeitos destes lodos nos corpos receptores, próximo aos pontos de descarga.

A pesquisa foi desenvolvida nos laboratórios de Ecotoxicologia e Limnologia do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) e no laboratório de Saneamento do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS), ambos pertencentes à Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - USP. Todos os ensaios foram realizados nos períodos de seca e chuvas.

5.1 Características gerais da ETA-Águas do Paiol e da ETA-SAAE

A ETA-Águas do Paiol (ETA-1) localiza-se na cidade de Araraquara (SP) e capta águas superficiais no córrego do Paiol. Esta estação tem capacidade para tratar 80 L/s e utiliza cloreto férrico como coagulante primário.

O sistema de tratamento é composto por unidade de mistura rápida hidráulica, floculação mecanizada, decantação de alta taxa e de filtração com taxa declinante, de acordo com o esquema mostrado na Figura 5.1. São utilizados filtros rápidos por gravidade, com meio filtrante de areia e fundo falso com bocais para lavagem.

A ETA-SAAE (ETA-2) está situada na cidade de São Carlos (SP) e capta águas superficiais no ribeirão do Feijão e no rio Monjolinho. Esta estação tem capacidade para tratar, em média, 520L/s e utiliza sulfato de alumínio como coagulante primário.

O sistema de tratamento é composto por unidade de mistura rápida hidráulica, floculação mecanizada, decantação convencional com escoamento horizontal e filtração com taxa e nível constantes. A Figura 5.2 representa em planta a disposição da ETA-SAAE.

LEGENDA

- 1 - Água bruta
- 2 - Aplicação de cal
- 3 - Aplicação de cloreto férrico
- 4 - Calha Parshall
- 5 - Canal de alimentação dos floculadores
- 6 - Floculadores
- 7 - Decantadores
- 8 - Canal de água decantada (piso superior)
- 9 - Canal de descarga de fundo dos decantadores (piso inferior)
- 10 - Canal de alimentação dos filtros
- 11 - Canal de água de lavagem dos filtros (piso inferior)
- 12 - Filtros
- 13 - Canal comum de descarga dos decantadores e água de lavagem dos filtros (piso inferior)
- 14 - disposição final (descarga direta em curso d'água)

FIGURA 5.1 - Esquema geral da ETA-Águas do Paiol em Araraquara, SP.

Fonte: Modificado de SOUZA FILHO (1998).

FIGURA 5.2 - Esquema indicando (em planta) a disposição da ETA-SAAE em São Carlos, SP. Fonte: Modificado de SCALIZE (1997).

5.2 Coleta e caracterização das amostras de lodos das ETAs e da água e do sedimento dos corpos receptores

Foram coletadas amostras de lodos das ETAs e da água dos corpos receptores para caracterizações físicas e químicas. As amostras de lodos das ETAs foram ainda utilizadas nos testes de toxicidade. O sedimento dos corpos receptores foi coletado para o estudo da comunidade bentônica, para a determinação da granulometria e teor de matéria orgânica e para a realização dos testes de toxicidade.

5.2.1 Procedimento de coleta das amostras (lodo, água e sedimento dos rios)

No presente trabalho, coletou-se as amostras do lodo da ETA de Araraquara na saída do tubo de descarga, junto ao corpo receptor. Entretanto, na ETA de São Carlos o lodo foi coletado na própria estação, com o auxílio de um amostrador do tipo “Core” (de 2 metros). foram coletados, aproximadamente, 40L de lodo, que foram utilizados para a caracterização química e física e para os testes de toxicidade. O volume de água coletado em cada corpo receptor foi de aproximadamente 10 L.

O lançamento do lodo da ETA de Araraquara no curso d'água é diário, enquanto que na ETA de São Carlos este descarte chega a ser realizado de 4 em 4 meses, quando é feita a limpeza do decantador.

O sedimento dos corpos receptores foi coletado com uma draga de Van Veen. As caracterizações físicas e químicas da água dos corpos receptores e lodo (pH, OD, temperatura, condutividade), realizadas em campo, foram feitas com um sensor de qualidade de água “Water Quality Checker” (WQC), marca Horiba, modelo U-10.

Como já mencionado anteriormente, as coletas foram realizadas em distintas estações do ano, chuvosa e seca, (março/98, junho/98, agosto/98, fevereiro/99 e maio/99), objetivando avaliar as prováveis variações do impacto dos efluentes das ETAs nos corpos receptores, tendo em vista as alterações da vazão dos corpos d'água e também a qualidade dos resíduos gerados nas estações de tratamento. A composição qualitativa e quantitativa dos resíduos varia sempre em função da

qualidade da água bruta e, conseqüentemente, das estações do ano. As três primeiras coletas foram consideradas exploratórias e as duas últimas foram definitivas.

Quanto aos pontos de amostragem, no ribeirão das Cruzes foram coletadas amostras em dois pontos: (1) a montante (aproximadamente 50 m) do lançamento da ETA-1 e (2) nas proximidades do local de descarga. No rio Monjolinho coletou-se apenas em um único ponto, próximo ao lançamento da ETA-2.

5.2.2 Caracterizações das amostras dos lodos e água dos corpos receptores.

Na tabela 5.1 estão descritas as variáveis analisadas e os métodos empregados para as caracterizações dos lodos das ETAs e do sedimento dos corpos receptores .

TABELA 5.1- Variáveis e métodos utilizados para caracterizar os lodos das ETAs.

Variáveis	Autor ou Método
pH, condutividade, OD, temperatura	APHA/AWWA/WEF, 1995 - WQC
DQO	APHA/AWWA/WEF, 1995
sólidos sedimentáveis	APHA/AWWA/WEF, 1995
sólidos totais, fixos e voláteis	APHA/AWWA/WEF, 1995
sólidos suspensos totais, fixos e voláteis	APHA/AWWA/WEF, 1995
nitrogênio total (sobrenadante)	GOLTERMAN et al., 1978
fósforo total (sobrenadante)	GOLTERMAN et al., 1978
metais (Al, Cr, Fe, Ni, Pb, Cd, Zn, Mn, Cu) (lodo e sedimento)	(APHA/AWWA/WEF, 1995) - EAA
matéria orgânica (sedimento)	TRINDADE (1980)
granulometria (sedimento)	CAMARGO et al. (1986)

As variáveis utilizadas para a caracterização das amostras de água dos corpos receptores são citadas na Tabela 5.2.

TABELA 5.2 - Variáveis e métodos utilizados para caracterizar a água dos corpos receptores.

Variáveis	Autor ou Método
Ph	APHA/AWWA/WEF, 1995, WQC Horiba U-10
condutividade total	APHA/AWWA/WEF, 1995, WQC Horiba U-10
turbidez	APHA/AWWA/WEF, 1995, WQC Horiba U-10
oxigênio dissolvido	APHA/AWWA/WEF, 1995, WQC Horiba U-10
temperatura	APHA/AWWA/WEF, 1995, WQC Horiba U-10
alcalinidade	APHA/AWWA/WEF, 1995
dureza (total, a Mg e Ca)	APHA/AWWA/WEF, 1995
cor	APHA/AWWA/WEF, 1995
DBO	Winkler modificado
DQO	APHA/AWWA/WEF, 1995
sólidos sedimentáveis	APHA/AWWA/WEF, 1995
material em suspensão	TEIXEIRA et al. (1965); TUNDISI (1969)
nitrogênio orgânico total	GOLTERMAN et al., 1978
nitrato	MACKERETH et al., 1978
nitrito	GOLTERMAN et al., 1978
amônia	GOLTERMAN et al., 1978
fósforo total	APHA/AWWA/WEF, 1995
fosfato total dissolvido	GOLTERMAN et al., 1978
fosfato inorgânico	GOLTERMAN et al., 1978
metais (Al, Cr, Fe, Ni, Pb, Cd, Zn, Mn, Cu)	(APHA/AWWA/WEF, 1995), EAA

5.2.3 Estocagem das amostras (água, lodo e sedimento)

De acordo com USEPA (1994), a manipulação ou estocagem de sedimento pode alterar a disponibilidade de contaminantes no mesmo. Provavelmente isto deve ocorrer também com o lodo de ETA, embora tais alterações não afetem, necessariamente, a toxicidade destas amostras. Sedimentos contaminados por metais podem sofrer alterações resultantes de oxidação, redução ou metabolismo microbiano, portanto, recomenda-se que estas amostras, para uso nos testes de toxicidade, sejam mantidas no escuro, a 4°C, e utilizadas o mais rápido possível.

Logo após a coleta, as amostras de água, lodo e sedimento foram submetidas a caracterizações físicas e químicas, sendo que as amostras de lodos e sedimento foram ainda utilizadas nos testes de toxicidade. Até a utilização, as amostras foram mantidas a 4°C.

5.3 Metodologia para determinação de metais

5.3.1 Água dos corpos receptores

Após a coleta, as amostras de água foram fixadas com HNO₃ concentrado (na proporção de 1,5 mL/L), segundo recomendações da APHA;AWWA; WEF, 1995. Tomaram-se 25 mL da amostra para que se procedesse a digestão. Esta consistiu de acidificação com 25 mL HNO₃ (1:1) e aquecimento em placa aquecedora (300°C) até a redução do volume (em aproximadamente 15 mL). Após o resfriamento da amostra, foi feita uma nova acidificação com 25 mL HCl (1:1) e repetiu-se o procedimento inicial até a redução do volume. Depois de resfriada a amostra digerida, completou-se o volume do extrato para 25 mL com água destilada. Posteriormente foi feita a leitura do extrato, em espectrofotômetro de absorção atômica. Todos os procedimentos foram realizados no Laboratório de Saneamento do SHS-EESC-USP.

5.3.2 Lodo e sedimento

O sedimento e lodo coletados foram acondicionados em potes plásticos e levados à estufa para secar em temperatura de aproximadamente 36 ± 2 °C, para que fossem evitadas alterações na composição do substrato e perdas de compostos voláteis.

Após o processo de secagem, as amostras foram trituradas com auxílio de um cadinho e pistilo. Pesou-se 0,5 g de cada amostra, que foi acidificada com água régia (HCl e $\text{HNO}_3 - 3:1$) e levada para uma placa aquecedora, com aquecimento gradativo até 120 °C, até que a digestão se completasse. Completou-se o volume para 50 mL e foi feita a leitura do extrato em um espectrofotômetro de absorção atômica. A digestão das amostras foi feita no Laboratório de Química de Solos da EMBRAPA-CPPSE (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste) e a leitura dos extratos foi realizada no Laboratório de Saneamento do SHS-EESC-USP.

5.4 Testes de toxicidade

5.4.1 Organismos-teste utilizados nos testes de toxicidade

Os organismos-teste utilizados nos testes de toxicidade foram:

- (1) microcrustáceos (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*);
- (2) peixes (*Hyphessobrycon eques*, *Danio rerio*, *Serrapinus stenodon*);
- (3) quironomídeos (*Chironomus xanthus*);

As espécies *C. silvestrii*, *D. rerio* e *S. stenodon* foram utilizadas apenas nos ensaios preliminares, tendo em vista a dificuldade de visualização de *C. silvestrii* nos lodos; a alta resistência de *D. rerio* a substância de referência e aos lodos e a dificuldade de captura em campo (período das chuvas) e manejo no laboratório de *S. stenodon*.

Em relação a procedência dos organismos, os microcrustáceos (*D. similis*) foram obtidos na CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental), sendo posteriormente mantidos sob condições de laboratório específicas para a realização dos testes de toxicidade. Os peixes (*Hyphessobrycon eques*, *Serrapimnus stenodon*) foram coletados na Reserva Ecológica de Jataí (Luiz Antonio, SP) ou obtidos no comércio local (*Danio rerio*). Os quironomídeos foram obtidos em tanques de piscicultura do CEPTA-IBAMA (Centro de Pesquisa e Treinamento em Aqüicultura - Instituto Brasileiro do Meio ambiente e dos Recursos Renováveis), em Pirassununga, SP.

A manutenção destes organismos em laboratório implicou em uma fase de aclimação específica para cada grupo de organismo. foram controladas as condições de temperatura (25⁰C) e luminosidade, os regimes alimentares ou nutricionais específicos, a qualidade da água (com troca total ou parcial quando necessário), a densidade e a natalidade dos organismos.

5.4.2 Teste de toxicidade aguda com amostras de lodos de ETAs e sedimento dos corpos receptores utilizando-se organismos planctônicos (*Daphnia similis*)

As culturas de dafinídeos eram mantidas em béqueres (com capacidade para 2 litros) contendo água reconstituída (com dureza total de 40 a 44 mg CaCO₃/L, pH = 7,0 ± 0,2 e condutividade em torno de 120-130µS/cm). Para a obtenção destas características da água, adicionava-se água do ripado da UFSCar (com grande concentração de ácidos húmicos e dureza elevada) à água destilada (na proporção de 1:6) e em seguida, utilizava-se os procedimentos descritos pela CETESB (1991) para a obtenção de água reconstituída para cultivo de *D. similis*. A troca de água das culturas era realizada três vezes por semana e eram mantidos cerca de 40 indivíduos adultos por béquer. As culturas eram mantidas em incubadoras com controle de fotoperíodo (12/12 h - claro/escuro) e temperatura (± 25 °C). A alimentação consistia de algas (*S. capricornutum* - na concentração de 10⁵ células/mL) e uma solução de fermento biológico e ração para trutas (1 mL desta solução por litro de cultura).

Durante os ensaios, os organismos foram expostos a diferentes concentrações de lodo, correspondendo a diferentes diluições (25%, 50%, 75% e 100%). A água de diluição utilizada foi a água de manutenção dos organismos no laboratório. Em alguns ensaios foi utilizada a água dos corpos receptores, juntamente com o lodo, para avaliação da toxicidade. Testou-se também a toxicidade do sedimento dos corpos receptores na proporção 1:4, de acordo com as recomendações da USEPA (1994). O sedimento foi testado com a água dos corpos receptores e/ou água de manutenção das culturas.

No dia anterior aos testes, fêmeas ovígeras de *D. similis* foram separadas para a obtenção de neonatas com idade inferior a 24 horas. Foram utilizados dez organismos em cada tratamento (com duas réplicas ou mais), sendo que o número de réplicas dependia da disponibilidade de organismos. A duração do teste foi de 48 horas e os recipientes utilizados foram béqueres com capacidade para 200 mL. Não foi feita renovação da solução, ou seja, dos lodos e da água de manutenção.

Durante os testes, os organismos foram mantidos sem alimentação, sob temperatura de $22 \pm 2^{\circ}\text{C}$ e fotoperíodo de 12 horas, tendo sido monitoradas as seguintes variáveis: pH, temperatura, condutividade e dureza da água de diluição no início, e pH, temperatura, condutividade, OD e dureza no final dos testes (em todas as diluições). Após o período do ensaio foi feita a contagem dos organismos sobreviventes e os resultados foram expressos em porcentagem de organismos mortos ou imobilizados em cada tratamento.

5.4.3 Teste de toxicidade crônica com amostras de lodos de ETAs utilizando-se organismos planctônicos (*Daphnia similis*)

No teste de toxicidade crônica foram utilizadas dez neonatas de *Daphnia similis* (com 5 dias de idade) para cada tratamento e os organismos foram mantidos em recipientes individualizados (copinhos de plástico - 30 ml).

Os procedimentos adotados nos testes foram os mesmos utilizados no teste de toxicidade aguda, diferindo apenas em relação à duração do teste, que se estendeu até

a terceira ninhada (± 7 a 10 dias), registrando-se o número de neonatas produzidas para a obtenção dos dados estatísticos. Outra diferença é que os organismos foram alimentados, durante os ensaios, com a mesma alimentação utilizada no cultivo. Monitorou-se o pH, a temperatura, a condutividade, o OD e a dureza a cada dois dias. Os procedimentos utilizados nos testes de toxicidade aguda e crônica foram os mesmos descritos em IBAMA (1990) e CETESB (1991).

Os resultados dos testes de toxicidade crônica foram expressos através do percentual de organismos mortos e do total de neonatas, sendo que para este último, utilizou-se o programa computacional "TOXSTAT 3.4, para a análise estatística.

5.4.4 Teste de toxicidade aguda com lodos de ETAs e sedimento dos corpos receptores utilizando-se organismos nectônicos e bentônicos

5.4.4.1 *Hyphessobrycon eques*, *Danio rerio* e *Serrapinus stenodon*

Inicialmente, foi preparada uma água reconstituída de manutenção (utilizada também para a diluição dos lodos) com as seguintes propriedades: dureza total de 40 a 48 mg CaCO_3/L , $\text{pH} = 7,4 \pm 0,2$ e condutividade de $160\mu\text{S}/\text{cm}$ (aproximadamente). Nesta água, os peixes foram aclimatados por, pelo menos, 7 dias.

Após a aclimação, os peixes em estágio juvenil foram submetidos a soluções contendo lodo, em diferentes diluições (25, 50, 75 e 100%) nos ensaios iniciais, sendo que nos ensaios definitivos utilizou-se apenas 100% de lodo, tendo em vista a ausência de toxicidade nas demais concentrações anteriormente testadas. Em relação ao sedimento, utilizou-se a proporção 1:4 (sedimento:água reconstituída) recomendada pela USEPA (1994). Tanto os tratamentos com lodo quanto aqueles com o sedimento dos corpos receptores foram preparados no dia anterior ao início do teste. Cada tratamento apresentou uma réplica, com cinco peixes em cada uma, sendo que os organismos foram distribuídos aleatoriamente.

Os recipientes-teste comportaram um volume de solução que permitiu manter uma relação de no máximo 1 g de peixe (em massa) por litro d'água. Os testes foram

estáticos, durante um período de 96 horas. Os organismos foram mantidos sem alimentação, sob uma faixa de temperatura que variava entre 20-25°C e com fotoperíodo de 12:12 horas claro/escuro.

No início (água de diluição) e final dos ensaios foram feitas medidas de pH, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e dureza. Ao final do teste foi observada a mortalidade dos organismos. Os resultados foram expressos através do percentual de organismos mortos. Os testes de toxicidade aguda seguiram as normas da CETESB (1992-a), da ABNT (1990) e do IBAMA (1990).

Em relação aos dados biométricos, após a realização dos testes de toxicidade, os organismos foram fixados em álcool 70% para posterior pesagem e medição. Os comprimentos (em cm) total e padrão (da extremidade anterior à base da nadadeira caudal) e a massa em gramas, foram obtidos colocando-se os peixes, individualmente, em placa de Petri que continha um pedaço de papel milimetrado na superfície externa, para a medição do comprimento. Em seguida, os peixes foram pesados em balança Micronal, modelo B 3600. Com os dados obtidos, foi possível calcular os valores médios para se verificar a homogeneidade dos organismos utilizados. Os procedimentos utilizados foram os mesmos recomendados pela norma da ABNT (1990), com algumas alterações, tais como a fixação com álcool 70% e a medição dos comprimentos total e padrão com papel milimetrado.

5.4.4.2 *Chironomus xanthus*

As culturas de quironomídeos eram mantidas em bandejas de plástico (45x35x6 cm) contendo 4 litros de água reconstituída (com dureza total de 16 a 20 mg CaCO₃/L, pH = 7,0 ± 0,2 e condutividade em torno de 70-80µS/cm) e uma camada fina de areia peneirada e esterilizada em autoclave. A troca de água das culturas era realizada três vezes por semana e eram mantidos cerca de 200 indivíduos adultos por bandeja. As culturas eram mantidas em laboratório com controle de fotoperíodo (12/12 h - claro/escuro) e temperatura (22 a 25 °C). A alimentação consistia algas (10⁵ céls/mL) no primeiro instar, e uma solução preparada a base de

ração (Tetramin - 0,04 mg/mL SSV/dia) e água destilada para os demais instares. As bandejas eram aeradas com aeradores de aquários de peixes. As bandejas eram cobertas com uma gaiola de nylon para retenção dos adultos ao final do desenvolvimento larval. Os procedimentos utilizados para manutenção das culturas foram os mesmos descritos por FONSECA (1997).

A metodologia utilizada nos testes de toxicidade aguda foi também a recomendada pela USEPA (1994), que sugere a utilização da proporção de 1:4 de sedimento/água. Para o lodo, utilizou-se as seguintes diluições: 25, 50, 75 e 100%. Foram utilizados 6 organismos no 2º instar do ciclo de vida por béquer com capacidade para 200 mL, com pelo menos uma réplica, segundo sugestões de FONSECA (1997).

Um dia antes de iniciar os testes, foram preparadas as misturas (sedimento/água ou lodo/água ou lodo+areia/água), objetivando a sedimentação do material. A mistura de lodo e areia foi utilizada para completar a camada de sedimento necessária aos quironomídeos, nas menores concentrações (25, 50 e 75% de lodo), pois estes organismos permanecem enterrados no sedimento. A duração dos testes foi de 96 horas, sem aeração, com alimentação apenas no primeiro dia e sem renovação da água. Os resultados foram expressos em porcentagem de organismos mortos.

5.5 Testes de sensibilidade com substâncias de referência

Com o objetivo de se constatar as condições fisiológicas dos organismos (microcrustáceos, quironomídeos e peixes) que seriam utilizados nos testes, foram realizados testes de sensibilidade, com substâncias de referência específicas para cada espécie. Para os peixes e dafnídeos, utilizou-se o dicromato de potássio e para os quironomídeos, utilizou-se o cloreto de potássio como substância de referência.

As substâncias de referência foram diluídas em água reconstituída, em várias concentrações, segundo as recomendações das normas técnicas da ABNT (1990), CETESB (1991; 1992-a) e as sugestões de FONSECA (1997). Os testes foram

realizados tal como os testes de toxicidade aguda descritos acima, determinando-se as CL50 para cada espécie e comparando-se os resultados com os valores determinados anteriormente no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia do CRHEA-USP. A CL50 foi calculada através do programa estatístico "Trimmed Spearman-Kärber Methods for Estimating Median Lethal Concentration in Toxicity Bioassays" (HAMILTON et al., 1977).

5.6 Análises qualitativas e quantitativas da comunidade bentônica

Foram estabelecidos dois pontos de coleta de sedimento, um a montante e outro no ponto de descarga dos efluentes da ETA no Ribeirão das Cruzes (Araraquara-SP), enquanto que no rio do Monjolinho (São Carlos-SP) foi escolhido apenas um ponto, próximo ao local de descarga da ETA, tendo em vista que as coletas não foram realizadas durante o lançamento da ETA-2. As coletas foram realizadas em distintas estações do ano (chuvosa e seca), para representar melhor as variações sazonais. Nessas ocasiões, foram realizadas medidas de vazão dos corpos receptores, com auxílio de um molinete.

Para a coleta das amostras da fauna bentônica utilizou-se um amostrador "Suber" (2025cm²). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com formol a 10%, sendo feita posteriormente, no laboratório, a lavagem em peneira (0,21 mm de abertura de malha) e a triagem do material.

Os organismos triados foram preservados (com álcool 70%) e identificados, com auxílio de microscópio óptico e bibliografia especializada. Os resultados foram expressos em densidade numérica (número de organismos por m²) e abundância relativa.

A densidade dos macroinvertebrados foi calculada de acordo com a fórmula recomendada por WELCH (1948):

$$n = (o/a.s) \cdot 10.000 \text{ em que:}$$

n = número de indivíduos por m^2 ;

o = número de organismos contados na amostra;

a = área do amostrador em cm^2 ;

s = número de amostras coletadas.

A identificação dos organismos foi realizada de acordo com as seguintes chaves de identificação: PENNAK (1953), RIGHI (1984), TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO (1995) e EPLER (1995).

5.7 Variáveis climatológicas e hidrológicas

Foram realizadas medidas de velocidade de escoamento nos corpos receptores, com auxílio de um molinete, em intervalos constantes no eixo perpendicular ao fluxo da água. Como a largura dos corpos receptores, nos pontos de amostragem, situava entre 1 e 10 m, foram feitas divisões em seções a cada 0,30 m. A vazão foi calculada através da soma, em cada seção transversal, das velocidades médias de escoamento multiplicadas pela área de cada subseção (WISLER & BRATER, 1964; LIMA, 1986), através da fórmula:

$$Q = A.V, \text{ em que:}$$

A – área de cada subseção em m^2 ;

V - velocidade média de escoamento na subseção em m/s ;

Q – vazão total da seção em m^3/s .

Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Climatológica do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da USP.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Considerações iniciais

Durante o período de estudo foram realizadas cinco campanhas no ribeirão das Cruzes e na ETA-Águas do Paiol, em Araraquara, e quatro campanhas no rio Monjolinho e na ETA-SAAE, em São Carlos. As três primeiras campanhas foram consideradas preliminares (exploratórias) e as duas últimas consideradas definitivas. As Tabelas 6.1 e 6.2 sintetizam as datas e épocas em que as coletas foram realizadas e as siglas que foram utilizadas neste capítulo.

Os resultados apresentados e discutidos neste capítulo se referem, sobretudo, às coletas realizadas em fevereiro e maio/99. Eventualmente serão incluídos alguns resultados obtidos, durante as coletas preliminares que, em geral, englobam apenas as características físicas e químicas das águas dos corpos receptores (pH, condutividade, temperatura, OD) e resultados de testes de toxicidade. Esta etapa preliminar foi realizada para adequação dos procedimentos experimentais e de coleta. A Tabela A-3 (anexo A) sumaria os principais dados físicos e químicos obtidos nas coletas preliminares.

TABELA 6.1 - Síntese das datas, épocas e local em que foram realizadas as coletas.

Coleta	Data	Época	Tipo	Localidade
1	25/03/98	chuvosa	preliminar	Araraquara e São Carlos
2	22/06/98	seca	preliminar	Araraquara e São Carlos
3	18/08/98	seca	preliminar	Araraquara
4	22/02/99	chuvosa	definitiva	Araraquara e São Carlos
5	11/05/99	seca	definitiva	Araraquara e São Carlos

TABELA 6.2 - Síntese dos locais de coletas e suas respectivas siglas.

Local	Ponto de amostragem	Sigla
ETA-Águas do Paiol	-	ETA-1
ETA-SAAE	-	ETA-2
ribeirão das Cruzes	ponto 1	RC-1
ribeirão das Cruzes	ponto 2	RC-2
rio Monjolinho	ponto 1	M-1

6.2 Aspectos gerais dos corpos receptores

A bacia do rio Jacaré-Guaçu localiza-se na região centro norte do Estado de São Paulo, entre os paralelos 21°37' e 22°22' de latitude sul e os meridianos 47°43' e 48°57' de longitude oeste. Limita-se ao sul com a bacia do rio Jacaré-Pepira, ao norte com a bacia do rio São Lourenço, a nordeste com a bacia do rio Mogi Guaçu, a leste com a bacia do rio Piracicaba e a oeste com a do rio Tietê (SOUZA, 1996). Os corpos receptores que recebem os despejos da ETA-SAAE e da ETA-Águas do Paiol (rio Monjolinho e o ribeirão das Cruzes, respectivamente) são afluentes da margem esquerda do rio Jacaré-Guaçu.

De acordo com a CETESB (1999), a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 13 (UGRHI 13 - Tietê/Jacaré) compreende uma área de drenagem de 11.537 km², onde estão inseridos 34 municípios (população total de 1.229.875 habitantes), sendo que alguns deles são de médio porte (com mais de 100.000 habitantes) como Araraquara, Bauru, Jaú e São Carlos. Os principais rios constituintes da UGRHI 13 são o rio Tietê (entre as barragens de Barra Bonita e Ibitinga), o Jacaré-Guaçu e o Jacaré-Pepira.

Entre os usos do solo na bacia destacam-se: áreas destinadas às atividades urbanas, industriais e agropecuárias (pastagem e culturas de citros, café, cana-de-açúcar e milho). As principais atividades industriais desenvolvidas nesta unidade são representadas pelas usinas de açúcar e álcool, curtumes e indústrias alimentícias. A água da bacia é destinada aos abastecimentos público e industrial, à recepção de efluentes domésticos e industriais e à irrigação de plantações.

As cidades de São Carlos, Araraquara, Jaú, Bauru e São Manoel representam as principais cidades poluidoras da Bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré (SÃO PAULO, 1997). Segundo dados da CETESB (1999), o município de São Carlos, situado na cabeceira do Jacaré-Guaçu, consiste na principal fonte de lançamentos domésticos desta bacia. De acordo com SÉ (1992), o rio Monjolinho pode ser considerado um condutor de esgoto a céu aberto, principalmente no período de estiagem, tendo em vista que se estima uma DBO de 15 ton/dia, decorrentes do lançamento "in natura" de despejos domésticos e industriais. Em Araraquara, todos os efluentes domésticos são drenados para o ribeirão do Ouro e ribeirão das Cruzes, ambos afluentes do rio Jacaré-Guaçu (SOUZA, 1996).

Existem alguns estudos sobre sistemas lóticos que foram desenvolvidos na bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré, sendo que alguns deles abordam a qualidade da água (utilizada para abastecimento), enquanto que outros consideram os impactos da poluição. Entre estes estudos, diversos foram desenvolvidos no rio Monjolinho, tais como: SÉ (1992), CORDEIRO (1993), GUERESCHI (1995), SALAMI (1996), MENDES (1998) e BARRETO (1999). Estudos desenvolvidos em tributários do rio Monjolinho foram realizados por SANTOS (1993), que estudou os córregos da Água Fria e Água Quente, e por TEIXEIRA (1993) e RIOS (1993) que estudaram ribeirões

e córregos que integram a bacia hidrográfica do Feijão. Rios menos impactados, tais como o Jacaré-Guaçu e Jaú foram estudados por SOUZA (1996). SALATI (1996) estudou a qualidade da água do rio Corumbataí (bacia do rio Piracicaba), enquanto que MELETTI (1997) avaliou amostras de água de pontos de captação de água para abastecimento de diversas cidades, também na bacia do Piracicaba. Apesar destes dois últimos trabalhos contemplarem outra bacia hidrográfica, foram aqui incluídos por tratarem de águas utilizadas para abastecimento e por esta bacia também estar sofrendo processos de degradação.

Todos os estudos acima citados foram utilizados na presente pesquisa com o intuito de comparação dos diversos sistemas hídricos, muito embora se reconheça as dificuldades de comparação de sistemas tão diversificados. Algumas das principais variáveis físicas e químicas utilizadas pelos autores dos estudos desenvolvidos nas bacias do Jacaré-Guaçu e Piracicaba encontram-se resumidas nas Tabelas C-1 e C-2 (anexo C).

6.3 Variáveis climatológicas e hidrológicas dos corpos receptores

6.3.1 Precipitação pluviométrica

A precipitação, que representa um dos principais componentes do ciclo hidrológico, exerce uma grande influência nas variações espaciais e temporais em ambientes lóticos.

A temperatura (energia solar) e a precipitação representam as principais entradas externas em bacias hidrográficas, sendo que esta última, além de contribuir com a entrada de nutrientes para o ecossistema, é fundamental para a diluição das cargas orgânicas e inorgânicas em cursos d'água impactados (TEIXEIRA, 1993; SALAMI, 1996).

Os dados de precipitação para a região de São Carlos estão representados nas Figuras 6.1 e 6.2 e os valores referem-se aos anos de 1998 e 1999, para uma melhor

visualização do ciclo anual, em que é possível distinguir uma estação seca que abrange os meses de abril a novembro, respectivamente, em 1998 e 1999, e a estação chuvosa que abrange os meses de dezembro a março.

Conforme pode ser visualizado na Tabela A-1 (anexo A), na data correspondente à coleta de fevereiro/99 ocorreram chuvas intensas na região de São Carlos, tendo ocorrido um forte arraste de sedimento que prejudicou, inclusive, a coleta de organismos bentônicos.

FIGURA 6.1 - Valores de precipitação (altura em mm,) no ano de 1998, na região de São Carlos.

FIGURA 6.2 - Valores de precipitação (altura em mm), no ano de 1999, na região de São Carlos.

Comparando os valores do total de precipitação deste trabalho com aqueles obtidos por TEIXEIRA(1993), nos meses correspondentes (fevereiro e maio) às coletas definitivas, observa-se valores bastante diversificados e possivelmente as alterações climáticas (precipitação) resultem das influências do fenômeno "la niña", sendo que o total de precipitação em fev/99 foi de 190,9 mm e em maio/99 foi de 40,2 mm (Tabela A-1) enquanto que segundo TEIXEIRA (1993), em fev/91 foi de 412,0 mm e em maio/91 foi de 183,0 mm, ou seja, valores de precipitação bem mais expressivos que os obtidos neste estudo.

6.3.2 Vazão

A vazão pode ser definida como uma função da velocidade de escoamento e da área da secção de escoamento, ou seja, do volume de água transportado por unidade de tempo. É uma variável dependente de fatores hídricos e de outras características da bacia, tais como: relevo, vegetação, formação geológica e tipo de solo.

Segundo BARRETO (1999), a vazão tem sido considerada importante em estudos de monitoramento ambiental, pois possui um importante papel nos ecossistemas aquáticos, ao ser responsável pelo transporte e carreamento de materiais em suspensão, pelo arraste e ressuspensão do sedimento do fundo e, principalmente, pela concentração e diluição de poluentes. É uma variável que se relaciona com a precipitação pluviométrica e com o uso e ocupação do solo.

Os valores de vazão obtidos neste trabalho podem ser visualizados na Tabela A-2 (anexo A) e na Figura 6-3.

FIGURA 6.3 - Valores de vazão dos corpos receptores. OBS: Na coleta de agosto/98 não foi realizada medida de vazão no rio Monjolinho.

Os valores de vazão do rio Monjolinho e do ribeirão das Cruzes, no período chuvoso (fev/99), demonstraram uma nítida influência da precipitação, que é bastante acentuada nesta época do ano. TEIXEIRA (1993) e BARRETO (1999) verificaram valores de vazão bem inferiores aos obtidos neste trabalho, para o rio Monjolinho. Já os resultados obtidos por GUERESCHI (1995) foram superiores. Contudo, deve ser ressaltado que é difícil de se comparar valores de vazão, sobretudo quando os pontos amostrados não são os mesmos, pois os valores de vazão estão intimamente associados à geologia local, além de outros fatores como as contribuições de afluentes e de efluentes, e ainda da precipitação, que é muito variável de um ano para outro.

LAMPERT & SOMMER (1997) apontam que a vazão é um fator seletivo muito poderoso, ao qual os organismos de um rio devem se adaptar. Estes organismos devem ser capazes de resistir à força da água, para se fixar e utilizar as camadas superficiais e, ao mesmo tempo, extrair nutrientes da corrente de água.

As flutuações no fluxo da água representam outra forte força seletiva em rios. Níveis de água extremamente altos (enchentes) podem provocar distúrbios mecânicos no fundo do rio e ter efeitos desastrosos nas populações do sedimento. A estrutura do leito do rio é rapidamente alterada por cascalhos e pedras que rolam, destruindo, desta forma, o habitat dos organismos (LAMPERT & SOMMER, 1997).

Como já mencionado em parágrafo anterior, a coleta de fevereiro/99 foi realizada sob fortes chuvas e ocorreu grande arraste de sedimento, não sendo possível coletar a fauna bentônica do sedimento, naquela ocasião. Ao que tudo indica, as fortes chuvas provocaram sérios distúrbios no leito e nas margens do rio, comprometendo, deste modo, os organismos bentônicos.

A vazão é também responsável pela estrutura do leito do rio e pela colonização do mesmo por organismos. As correntes de água separam partículas de acordo com seu tamanho ou peso, ou seja, o fluxo mais rápido transporta as maiores partículas, enquanto que o fundo em habitats de águas calmas é constituído por depósitos de areia e silte.

LAMPERT & SOMMER (op. cit.) classificam a composição do leito dos rios de acordo com a velocidade da corrente (valores entre parênteses). Desta forma, os mesmos podem ser caracterizados pela presença de silte (3-20 cm/s), areia fina (20-40 cm/s), areia fina e pedregulho (40-60 cm/s), pedras pequenas (60-120 cm/s), pedras grandes (120-200cm/s). Segundo esta classificação, o fundo do ribeirão das Cruzes se enquadraria na segunda classe, enquanto que o fundo do rio Monjolinho entre a terceira e quarta classes, nos pontos de coleta deste trabalho.

Estas características, sobretudo no rio Monjolinho, prejudicaram a coleta de organismos bentônicos com o tipo de amostrador utilizado. Nas margens, dependendo das condições climáticas, havia bancos de sedimento, porém, no centro do canal, havia somente pedras. Talvez uma coleta com substratos artificiais fosse mais adequada. Além disso, BARRETO (1999) afirma que ocorre um aumento da vazão do rio Monjolinho em direção a sua foz, que é atribuído à presença de afluentes, lançamento de águas residuárias e às características do seu leito bastante acidentado dentro do perímetro urbano. Esta última característica se enquadra bem ao ponto de amostragem deste trabalho.

6.4 Variáveis físicas e químicas da água dos corpos receptores

6.4.1 Temperatura

A temperatura é um fator de grande relevância nos ecossistemas aquáticos, pois exerce grande influência nos metabolismos animal e vegetal e se relaciona com diversas propriedades físicas e químicas da água, tais como: tensão superficial, viscosidade, densidade, solubilidade e trocas gasosas.

A radiação solar representa a maior fonte de calor para a água (HAUER & HILL, 1996). Apesar de haver outras fontes de calor, como a transferência do calor do ar e sedimento, estas não são significativas quando comparadas a absorção pela água e por compostos dissolvidos e particulados em suspensão (TEIXEIRA, 1993). Entretanto, graças ao seu elevado calor específico, a água pode absorver grandes quantidades de calor sem sofrer alterações bruscas de temperatura, garantindo, desta forma, uma grande estabilidade térmica nos ecossistemas aquáticos.

A temperatura da água varia de acordo com as condições sazonais e climáticas, com o grau de sombreamento, com a morfologia do rio (largura e profundidade do leito), vazão e velocidade da água.

Praticamente não houve variação da temperatura da água nos corpos receptores, nas duas coletas realizadas neste trabalho (Figura 6.4 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A). GUERESCHI (1995), SALAMI (1996) e MENDES (1998) obtiveram maiores valores de temperatura no período chuvoso (19 a 29 °C) e menores no período seco (17 a 23 °C) em relação aos resultados obtidos nesta pesquisa, no rio Monjolinho. Os valores de temperatura da água nos corpos receptores na coleta de fevereiro/99 foram atípicos para o período de verão, provavelmente em decorrência de uma alguma frente fria que inclusive provocou chuvas intensas, naquela ocasião, na região de São Carlos.

FIGURA 6.4 - Valores da temperatura da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

6.4.2 Oxigênio dissolvido

O oxigênio é um dos gases mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. O oxigênio dissolvido é essencialmente importante para os organismos aeróbios aquáticos e é considerado como a principal variável para a caracterização dos efeitos da poluição das águas por efluentes orgânicos.

Os excessos de descargas orgânicas causam a diminuição do suprimento de oxigênio no corpo receptor. Baixos níveis de oxigênio prejudicam a sobrevivência de diversos organismos aquáticos, e quando a concentração chega a zero por longos períodos, apenas as bactérias anaeróbias são capazes de sobreviver (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1996).

Segundo SPERLING (1995), o consumo do oxigênio pelas bactérias ocorre durante o processo de estabilização da matéria orgânica e, dependendo da magnitude deste fenômeno o corpo aquático pode chegar à condição de anaerobiose. Além de afetar fortemente a vida aquática, o oxigênio dissolvido afeta também os processos biogeoquímicos (HAUER & HILL, 1996).

As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese, e as principais perdas são o consumo pela decomposição da matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos (principalmente ferro e manganês).

Nas duas coletas realizadas no ribeirão das Cruzes e rio Monjolinho, os valores de oxigênio dissolvidos foram altos e nunca inferiores a 8,0 mg/L (Figura 6.5 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A). Todos os trabalhos sumariados na Tabela C-1 (anexo C) apresentaram valores de oxigênio dissolvido bastante diversificados, que variaram de 0,42 a 10,70 mg/L, dependendo do ponto de amostragem e do grau de impacto sofrido pelo sistema aquático. Em geral, nos estudos desenvolvidos no rio Monjolinho, os valores de OD nos períodos chuvoso e seco foram menores que os obtidos neste estudo, como apontam os trabalhos realizados por TEIXEIRA (1993), GUERESCHI (1995), SALAMI (1996), MENDES (1998) e BARRETO (1999), provavelmente porque os pontos de coleta eram próximos a locais de lançamento de esgoto doméstico. Nesta pesquisa, os valores de OD se enquadraram nos limites estabelecidos pela Resolução nº 20 do CONAMA/de 18 de junho de 1986, para classe 1 (> 6 mg/L).

FIGURA 6.5 - Valores de oxigênio dissolvido da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

Uma outra possibilidade para explicação dos teores elevados de oxigênio dissolvido obtidos nesta pesquisa esta relacionada com a topografia e a turbulência nos trechos de coleta, nos corpos receptores. A turbulência exerce um papel importante na aeração das águas dos rios, porém, este efeito só é significativo em rios turbulentos e em rios de pequeno porte e de elevada declividade (TEIXEIRA, 1993), como é o caso dos rios aqui estudados.

O trecho de coleta do rio Monjolinho é de corredeira e no ribeirão da Cruzes, o estreitamento do canal provocado pela construção de uma ponte também pode favorecer a oxigenação.

6.4.3 pH e condutividade

O pH é uma medida da concentração de íons H^+ (em escala antilogarítmica) e expressa as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade de uma solução.

Em águas naturais, o pH é influenciado pelas concentrações de ácido carbônico, carbonatos e bicarbonatos e pelo conteúdo de ácidos fortes, facilmente dissociáveis (HYNES, 1970). Os fatores de origem natural que afetam o pH do meio são: a dissolução de rochas, a absorção de gases da atmosfera, a oxidação da matéria orgânica e a fotossíntese. Já os fatores de origem antropogênica correspondem principalmente ao lançamento de efluentes domésticos e industriais.

Os resultados obtidos neste trabalho (Figura 6.6 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A) revelam uma variação brusca de pH entre as duas coletas. Na coleta realizada no verão, o pH da água dos corpos receptores se manteve alcalino (em torno de 9,5) e na coleta do período seco, o pH se manteve na faixa ácida (próximo a 6,5). É provável que os valores elevados obtidos no período das chuvas se relacionem com a lavagem dos solos que circundam as bacias de drenagem e com o carreamento de partículas para dentro do canal e com a ressuspensão do sedimento do fundo, tendo em vista que nesta ocasião ocorreram fortes chuvas na região. Resultados semelhantes, nos períodos seco e chuvoso, foram obtidos por SALAMI (1996), MENDES (1998) e BARRETO (1999), no rio Monjolinho. Os valores de pH para ambos corpos receptores se enquadram nos limites da Resolução nº 20 do CONAMA/de 18 de junho de 1986, para todas as classes (valores de pH de 6 a 9).

FIGURA 6.6 - Valores do pH da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

Em relação à condutividade, sabe-se que essa é uma variável de grande importância nos estudos de limnologia, pois fornece informações relevantes sobre o metabolismo do ecossistema aquático e outros fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem. Entre estas informações destacam-se: a detecção de fontes poluidoras nos corpos receptores; a magnitude da concentração de certos íons (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+1} , Na^{+1} , CO_3^{-2} , SO_4^{-2} , Cl^{-1} , etc) que influenciam na condutividade e as características geoquímicas de afluentes, sendo que as variações diárias deste parâmetro informam sobre processos de decomposição ou de produção primária (ESTEVES, 1988).

De acordo com SÉ (1992), as fontes de elementos que geram a condutividade são principalmente as substâncias dissolvidas na água, provenientes da atmosfera, da lavagem do solo pelas chuvas, da decomposição de resíduos orgânicos terrestres e aquáticos, do intemperismo químico das rochas e das fontes antropogênicas.

Os valores de condutividade não apresentaram grandes variações entre as duas coletas estudadas (Figura 6.7 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A), sendo que os maiores valores ocorreram na estação chuvosa, provavelmente em decorrência dos processos de lavagem do solo pelas chuvas. No ribeirão das Cruzes não ocorreu diferença entre a condutividade do ponto a montante e do ponto de lançamento da ETA-1. Em relação ao rio Monjolinho, GUERESCHI (1995) e BARRETO (1999) obtiveram valores mais elevados de condutividade, possivelmente pelo aporte de lançamento de efluentes próximo aos seus pontos de coleta. Como pode ser

observado na Tabela C-1, os valores de condutividade dos diversos sistemas aquáticos são bastante variados e dependentes dos aspectos geológicos locais e do recebimento de contribuições alóctones (principalmente poluentes de distribuição difusa ou pontual).

FIGURA 6.7 - Valores da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

6.4.4 Alcalinidade e dureza

A alcalinidade da água é uma medida da sua capacidade de neutralizar ácidos, ou seja, a capacidade de resistir às mudanças de pH. Os principais responsáveis pela alcalinidade são os bicarbonatos, os carbonatos e os hidróxidos (estes muito raros), e a distribuição deles na água é dependente do pH.

Outros sais de ácidos fracos, tais como boratos, fosfatos e silicatos podem estar presentes em pequenas quantidades e influenciar na alcalinidade. Além destes, ácidos húmicos em águas naturais e sais de ácidos fracos, como o acético, propiônico e sulfeto de hidrogênio, em águas poluídas, podem contribuir para a alcalinidade total (SAWYER et al., 1994).

No ribeirão das Cruzes houve um aumento da alcalinidade na estação seca, em relação à chuvosa e no rio Monjolinho, ocorreu o inverso (Figura 6.8 e Tabelas

A-4 e A-5 no anexo A). Possivelmente o aumento da alcalinidade neste último rio, no mês de fevereiro, tenha sido influenciado pela lavagem do solo pelas chuvas, que arrastam grandes quantidades de materiais para os leitos dos rios. Segundo SAWYER et al., (1994), os bicarbonatos são formados em quantidades consideráveis pela ação do dióxido de carbono sobre materiais básicos em solos. Portanto, dependendo do tipo de solo, a influência das chuvas pode ser maior ou menor na alcalinidade da água. De um modo geral, verifica-se que praticamente não houve variação entre os valores de alcalinidade obtidos na estação chuvosa e na seca, nos três pontos estudados. Os valores de alcalinidade, obtidos pelos autores citados na Tabela C-1, em rios e córregos das bacias do Jacaré-Guaçu e Piracicaba foram superiores aos deste estudo

FIGURA 6.8 - Valores da alcalinidade da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

Em relação à dureza da água, em geral esta reflete a natureza da formação geológica com a água que mantém contato. A dureza da água varia consideravelmente de um local para outro, correspondendo principalmente à concentração de cátions bivalentes em solução. Geralmente os cátions mais associados à dureza da água são os de Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Os resultados obtidos para dureza (Figura 6.9 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A) demonstraram pequenas alterações entre a estação chuvosa e seca, as quais são

consideradas pouco significativas e podem estar associadas ao método de determinação, ou seja, ao Método Titrimétrico do EDTA.

FIGURA 6.9 - Valores da dureza da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

6.4.5 DBO e DQO

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) representa uma variável de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água, pois retrata, de forma indireta, o teor de matéria orgânica presente no ecossistema aquático, sendo uma indicação do potencial de consumo do oxigênio dissolvido.

A DBO pode ser definida como a quantidade de oxigênio requerida no processo de estabilização da matéria orgânica pela ação de microrganismos, sob condições aeróbias.

Vários fatores podem influenciar a DBO, entre eles destacam-se: a temperatura, a variação da concentração de matéria orgânica, o tipo de efluente (doméstico ou industrial), a vazão e a turbulência do curso d'água (SALAMI, 1996).

Os valores de DBO obtidos nos dois corpos receptores podem ser visualizados na Figura 6.10 e nas Tabelas A-4 e A-5 (no anexo A) e foram baixos quando comparados com os resultados obtidos por TEIXEIRA (1993), GUERESCHI (1995), SALAMI (op. cit.) e BARRETO (1999) para o rio Monjolinho, com exceção

dos pontos próximos à nascente do rio, onde os valores de DBO obtidos por aqueles pesquisadores foram inferiores aos valores obtidos neste estudo. Destaca-se que estas diferenças devem ser resultantes do lançamento de esgoto doméstico e industrial em vários trechos do rio. No local em que se coletava no rio Monjolinho, no presente estudo, não havia tubulações de esgoto nas proximidades, entretanto, no ribeirão das Cruzes havia uma tubulação clandestina, que nem sempre estava em atividade.

Verifica-se, no presente estudo, que os valores de DBO, em ambos corpos receptores, estavam dentro dos padrões de qualidade para corpos d'água de classe número 3 (10 mg/L), pelo menos nos pontos de coleta, de acordo com a Resolução nº 20 do CONAMA/de 18 de junho de 1986. Entretanto, estes resultados devem ser analisados com cautela, tendo em vista que o rio Monjolinho e ribeirão das Cruzes recebem significativas contribuições de carga orgânica. Há ainda a possibilidade de ter ocorrido inibição da DBO devido à toxicidade provocada pela presença de metais, compostos recalcitrantes ou de compostos não degradáveis biologicamente. Além disso, pode ter ocorrido ainda consumo de oxidantes por metais.

FIGURA 6.10 - Valores da DBO da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

A demanda química de oxigênio pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica presente na água.

Os valores obtidos para DQO nos corpos receptores (Figura 6.11 e Tabelas A-4 e A-5) foram maiores no período de chuva, indicando que neste período houve um maior aporte de matéria orgânica de origem alóctone para os rios. É interessante destacar que no ribeirão das Cruzes, o lançamento dos efluentes da ETA-1 provocou um aumento nos valores da DQO, sendo que no período de seca o valor da DQO no ponto de lançamento da ETA-1 quase dobrou. Porém, no período chuvoso, o aumento não foi tão expressivo. No rio Monjolinho, os valores de DQO obtidos por SALAMI (1996) e BARRETO (1999) foram superiores aos obtidos neste estudo, no período seco.

FIGURA 6.11 - Valores da DQO da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

6.4.6 Turbidez, cor e sólidos em suspensão

A turbidez representa o grau de interferência na passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. A turbidez pode ser causada por uma ampla variedade de materiais suspensos, desde partículas coloidais até dispersões grosseiras, dependendo do grau de turbulência. Em rios sob condições de inundação, a maior parte da turbidez é causada por partículas grosseiras (SAWYER et al., 1994).

Os principais agentes causadores de turbidez de origem natural são: partículas de rochas, argila, silte, plâncton e outros organismos microscópicos; já os

constituintes de origem antropogênica são os efluentes domésticos e industriais, microrganismos e os materiais resultantes dos processos erosivos.

Os resultados de turbidez obtidos neste trabalho (Figura 6.12 e Tabelas A-4 e A-5) demonstraram uma nítida influência das chuvas nesta variável. No período chuvoso houve um grande arraste de partículas provenientes da lavagem dos solos e que alcançaram os corpos receptores. De acordo com SAWYER et al. (op. cit.), sob condições de fortes chuvas, grande quantidade de partículas do solo são removidas e atingem os sistemas aquáticos, sendo que a maioria destes materiais é de natureza inorgânica e incluem argilas e silte, mas uma quantidade considerável de matéria orgânica pode também ser arrastada.

FIGURA 6.12 - Valores da turbidez da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

É interessante notar a influência do lançamento da ETA-1 no ribeirão das Cruzes, que chega a dobrar a turbidez no ponto de lançamento em relação ao ponto a montante, fato bastante evidente na estação seca. CORDEIRO (1993) e BARRETO (1999) obtiveram valores de turbidez inferiores aos deste trabalho, para o rio Monjolinho, provavelmente em função da ausência de precipitação e das condições das águas na ocasião das coletas. No período seco, os valores de turbidez se enquadraram nos padrões das classes 2 e 3 (até 100 uT) para corpos d'água, de acordo com a Resolução nº 20 do CONAMA /de 18 de junho de 1986.

A coloração das águas resultante da presença da matéria orgânica em decomposição. Entre as substâncias que geram cor destacam-se: taninos, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e lignina. Ferro, manganês e outros metais também podem produzir cor. Contudo, as principais fontes antropogênicas são os efluentes industriais e o esgoto doméstico (SAWYER et al., 1994; SPERLING, 1995).

A cor resultante da presença de matéria suspensa é denominada cor aparente e é diferente da cor verdadeira, que é resultante da presença de extratos vegetais ou orgânicos e que são coloidais. De acordo com DI BERNANDO (1993), quando a determinação da cor é feita com o sobrenadante da amostra centrifugada, obtém-se a cor verdadeira. Entretanto, se a determinação for feita com a amostra ao natural, obtém-se a cor aparente, que está sujeita à interferência de partículas coloidais e suspensas, além da presença de microrganismos.

No presente estudo determinou-se a cor aparente, que se relaciona com a turbidez. Assim como ocorreu com esta última, a cor variou bastante entre as duas estações climáticas estudadas (Figura 6.13 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A), sendo muito influenciada pela precipitação e, conseqüentemente, pela presença de materiais suspensos que causam a cor aparente. Destaca-se a grande elevação dos valores de cor no ribeirão das Cruzes, no ponto de lançamento da ETA-1, bem evidente no período seco, quando foi possível observar que a cor praticamente triplicou, em relação ao ponto 1, localizado a montante.

FIGURA 6.13 - Valores da cor aparente da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

A quantidade de material em suspensão é de extrema relevância nos ecossistemas aquáticos pois, dependendo da sua concentração, pode regular ou até limitar a penetração de luz e, conforme a parcela orgânica, interferir nos teores de oxigênio dissolvido na água, seja pela diminuição da fotossíntese ou pelo aumento da decomposição da matéria orgânica (SALAMI, 1996). Além disso, influencia no metabolismo dos sistemas aquáticos lóticos, através do transporte de componentes orgânicos e inorgânicos e pode, inclusive, transportar poluentes, tais como metais (TEIXEIRA, 1993; BARRETO, 1999).

Os principais fatores que controlam a quantidade, o tipo e a origem dos materiais dissolvidos e em suspensão são: o clima, o relevo, tipo de solo, a vegetação circundante, os processos erosivos e as atividades antrópicas (práticas agrícolas, efluentes de efluentes, entre outras).

Segundo BESCHTA (1996), apesar das variações das concentrações do material em suspensão em muitos cursos d'água, alguns padrões são típicos, como o aumento de suas concentrações durante os períodos de chuva. Como consequência da precipitação, tem-se o escoamento superficial que carrega materiais para o leito, provoca erosões nas margens e ressuspende o sedimento do fundo (SALAMI, 1996).

No presente estudo, as maiores concentrações de material em suspensão, em ambos corpos receptores, ocorreram no período das chuvas (Figuras 6.14, 6.15 e Tabelas A-4 e A-5), em decorrência do escoamento superficial e dos processos erosivos que transportam uma grande quantidade de partículas de solo e outros materiais para o leito dos rios. Nos dois períodos de coleta ocorreu predomínio da fração inorgânica em todos os pontos, o que também foi observado por SOUZA (1996) nos rios Jaú e Jacaré-Guaçu. É bastante nítida a influência do lançamento da ETA-1 no ponto 2, que praticamente duplica a quantidade de materiais em suspensão nos dois períodos amostrados.

FIGURA 6.14 - Concentrações de material em suspensão na água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho em fevereiro/99. OBS: MST = material em suspensão total, MSI = material em suspensão inorgânico e MSO = material em suspensão orgânico.

FIGURA 6.15 - Concentrações de material em suspensão na água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho em maio/99. OBS: MST = material em suspensão total, MSI = material em suspensão inorgânico e MSO = material em suspensão orgânico.

Em relação aos sólidos sedimentáveis, SAWYER et al. (1994) afirmam que este parâmetro é de particular importância na análise de águas residuárias e águas pouco poluídas.

Os resultados obtidos para sólidos sedimentáveis (Figura 6.16 e Tabelas A-4 e A-5), neste estudo, novamente possibilitaram a visualização da influência do lançamento da ETA-1 no ribeirão das Cruzes, sendo que a concentração de sólidos sedimentáveis aumentou quase 10 vezes em relação ao ponto 1, no período das chuvas, e o aumento foi ainda maior no período seco. Porém, provavelmente esta discrepância entre os dois períodos possa ser resultante de erros de amostragem. Em

relação ao rio Monjolinho, os valores obtidos foram semelhantes àqueles citados por BARRETO (1999) em períodos de coleta semelhantes. Entretanto, CORDEIRO (1993) obteve valores de sólidos sedimentáveis que variaram de 0,4 a 520 mL/L em um trecho do rio Monjolinho, sob influência direta do lançamento da ETA-2, durante a lavagem de um decantador.

FIGURA 6.16 - Valores de sólidos sedimentáveis da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

6.4.7 Nutrientes

O nitrogênio representa um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Entre outros fatores, sua importância se relaciona à produção de biomassa (constituente de proteínas), atua como fator limitante na produção primária e fornece informações sobre o estágio da poluição de um corpo d'água, se é recente ou remota, dependendo da forma nitrogenada predominante.

As principais fontes naturais de nitrogênio são: os materiais orgânicos e inorgânicos de origem alóctone, a precipitação e a fixação do nitrogênio molecular. Entre as fontes de origem antropogênica destacam-se: os efluentes domésticos, os efluentes industriais, fertilizantes agrícolas e excrementos animais.

Do ponto de vista sanitário, o nitrogênio assume importância por estar associado aos processos de eutrofização; às doenças como a metahemoglobinemia; ao consumo de oxigênio (na conversão da amônia a nitrato) e conseqüente prejuízo à

vida aquática; à toxicidade da amônia a peixes; e ainda por ser indispensável para o crescimento de microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgotos (SPERLING, 1995).

Na análise dos resultados, observa-se que as maiores concentrações de nitrogênio orgânico total ocorreram no período das chuvas, nos dois corpos receptores (Figura 6.17 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A). De acordo com TONISSI (1999), o nitrogênio orgânico total corresponde aos componentes de substâncias protéicas (uréia, aminoácidos, ácidos nucleicos) e aos produtos de sua transformação bioquímica (ácidos húmicos e fúlvicos), sendo produzido principalmente pelas bactérias e fitoplâncton e ciclado na cadeia trófica, refletindo as flutuações da comunidade biológica. Como os valores mais elevados de nitrogênio orgânico total ocorreram no período chuvoso, provavelmente refletem o aporte de material particulado para os corpos receptores neste período. Os valores de nitrogênio total nos rios e córregos que compõem a bacia do Jacaré-Guaçu e do rio Piracicaba, conforme dados apresentados na Tabela C-1, foram, em geral, superiores aos obtidos neste estudo.

FIGURA 6.17 - Concentrações de nitrogênio orgânico total da água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho.

Quanto às formas nitrogenadas, no ribeirão das Cruzes houve predomínio do nitrato em relação as demais formas no período chuvoso e seco, com exceção do ponto 2 neste último período (seco), onde a concentração do íon amônio prevaleceu

em relação as demais formas de nitrogênio (Figuras 6.18 e 6.19 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A).

Provavelmente, no ponto 2, ocorreu o predomínio do íon amônio devido ao lançamento da ETA-1, tendo em vista que a água bruta captada por uma ETA pode conter partículas em suspensão e em solução (argilo-minerais, substâncias húmicas), algas, matéria orgânica e possíveis contaminantes como fertilizantes e agrotóxicos (CORDEIRO, 1993), e todos estes materiais podem estar presentes nos efluentes da ETA.

De acordo com RIOS (1993), o nitrato que representa a forma mais oxidada de nitrogênio, é também a que mais ocorre em ambientes de água corrente. Em rios bem oxigenados, os compostos de amônia são rapidamente oxidados a nitrato por ação dos organismos nitrificantes (TEIXEIRA, 1993). Além disso, sabe-se que a concentração de nitrato apresenta forte relação com as práticas agrícolas desenvolvidas na bacia. De acordo com TONISSI (1999), níveis de nitratos superiores a 100 µg/L indicam forte poluição por efluentes domésticos e industriais, aterros e fertilizantes.

Os valores obtidos para o nitrato, no presente trabalho, se enquadram nas concentrações citadas por TONISSI (1999) e os pontos de coleta correspondem a locais bastante impactados por poluição, particularmente por esgoto doméstico (ribeirão das Cruzes) e esgoto doméstico e industriais (rio Monjolinho).

GUERESCHI (1995) também observou maiores concentrações de nitrato em relação as demais formas de nitrogênio, no ponto de coleta que correspondia a nascente do rio Monjolinho. Nos demais pontos ocorreu o predomínio do íon amônio, sendo que a autora atribuiu as altas concentrações deste íon no sistema à presença de esgotos, de resíduos animais e fertilizantes ou à decomposição da matéria orgânica.

Neste estudo, no rio Monjolinho ocorreu o predomínio do nitrato em relação as demais formas, no período chuvoso, sendo que na estiagem (período seco) prevaleceu o íon amônio. Altas concentrações de amônia podem ter graves

implicações ecológicas, pois podem afetar a dinâmica do oxigênio dissolvido durante o processo de oxidação do íon amônio; pode influenciar o crescimento de peixes (concentrações iguais ou superiores a 0,25 mg/L) e, dependendo da concentração, pode inclusive ser letal (ESTEVES, 1988).

Já o nitrito, que representa uma fase intermediária entre a amônia (forma mais reduzida) e o nitrato (forma mais oxidada), geralmente é encontrado em baixas concentrações principalmente em ambientes bastante oxigenados (ESTEVES, op. cit.), como é o caso dos corpos receptores estudados, nos pontos de amostragem.

Embora o nitrito tenha sido a forma que apresentou as menores concentrações nas duas estações (chuvosa e seca) e em ambos corpos receptores, os valores obtidos neste trabalho foram superiores aos citados por TEIXEIRA (1993), mas bem inferiores aos descritos por GUERESCHI (1995) e BARRETO (1999) para o rio Monjolinho, particularmente nos pontos de coleta localizados após a cidade de São Carlos. Provavelmente as discrepâncias se relacionem às características dos pontos de amostragem, ou seja, locais que recebam maior ou menor carga de esgoto doméstico.

FIGURA 6.18 - Concentrações das formas nitrogenadas na água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho – fevereiro/99.

FIGURA 6.19 - Concentrações das formas nitrogenadas na água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho – maio/99.

O fósforo tem sido considerado o principal nutriente envolvido nos processos de eutrofização artificial dos sistemas aquáticos.

Entre as fontes de fósforo de origem natural destacam-se a dissolução de compostos de solo e a decomposição da matéria orgânica. As fontes antropogênicas são os efluentes domésticos, os efluentes industriais, os detergentes, os excrementos de animais e os fertilizantes.

Alguns fatores podem influenciar a forma, a disponibilidade e a precipitação do fósforo, como é o caso da temperatura, oxigênio dissolvido, pH, sulfetos, carbonatos e as concentrações de ferro e alumínio (BARRETO, 1999).

Os resultados obtidos para o fósforo e seus derivados no ribeirão das Cruzes, foram superiores no mês de fevereiro em relação ao mês de maio (Figuras 6.20 e 6.21 e Tabelas A-4 e A-5 no anexo A), provavelmente devido à precipitação e ao conseqüente carreamento do material adsorvido nas argilas para as águas do rio. Resultados similares foram observados por TEIXEIRA (1993) em diversos sistemas lóticos, na bacia do ribeirão do Feijão, no período das chuvas.

De acordo com TEIXEIRA (op. cit.), nos períodos de chuvas há um aumento da superfície de escoamento no solo e no leito dos rios, que resultam na introdução de substâncias alóctones que contêm compostos de fósforo.

Em relação ao rio Monjolinho, o teor de fósforo total também foi superior no período chuvoso, entretanto, o fosfato total e fosfato inorgânico apresentaram maiores teores no período seco. GUERESCHI (1995) obteve resultados semelhantes, para fosfato total e inorgânico, em relação à variação temporal. Quanto aos valores quantitativos, seus resultados foram muito superiores aos deste trabalho, devido às características dos locais de amostragem, assim como os resultados obtidos por MENDES (1998). Os valores apresentados por TEIXEIRA (1993) para o rio Monjolinho, em termos quantitativos, foram semelhantes aos deste trabalho.

É interessante notar que MELETTI (1997) obteve valores mais elevados de fósforo total e da maioria das formas fosfatadas nos rios que compõem a bacia do rio Piracicaba, em pontos de captação de água para ETAs, ou seja, rios de classe 1. Pelo exposto, e pela Resolução nº 20 do CONAMA/de 18 de junho de 1986 que estabelece o limite de 25 µg/L para fosfato total para águas das classes 1, 2 e 3, é possível inferir que nos pontos amostrados e em relação à variável fosfato total, as águas dos corpos receptores não se encontram tão comprometidas (com exceção do rio Monjolinho na coleta de maio/99), sobretudo porque os valores encontrados são bem próximos aos limites máximos permitidos para águas das classes 1, 2 e 3, e são bem inferiores no período de seca, embora apresentem um certo grau de degradação típico de ambientes que recebem carga orgânica.

FIGURA 6.20 - Concentrações das formas fosfatadas na água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho – fevereiro/99. OBS: As formas PO_4 total, inorgânico e orgânico referem-se ao fosfato dissolvido.

FIGURA 6.21 - Concentrações das formas fosfatadas na água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho em maio/99. OBS: As formas PO_4 total, inorgânico e orgânico referem-se ao fosfato dissolvido.

6.4.8 Metais

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 de substâncias tóxicas provocando efeitos antagônicos ou sinérgicos; os fatores físicos e químicos (temperatura, pH, OD, 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).

Considerando a poluição ambiental, os metais podem ser classificados em: (1) não críticos (Na, K, Mg, Ca, H, O, N, C, P, Fe, S, Cl, Br, F, Li, Rb, Sr, Al, Si); (2) tóxicos, mas muito insolúveis ou raros (Ti, Hf, Zr, W, Nb, Ta, Re, Ga, La, Os, Rh, Ir, Ru, Ba) e (3) muito tóxicos e relativamente acessíveis (Be, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, As, Se, Te, Pd, Ag, Cd, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Sb, Bi) (Wood¹ apud FÖRSTNER & WITTMANN, 1983).

Dos nove metais analisados no presente estudo, cinco se enquadram na categoria dos muito tóxicos (Zn, Pb, Cd, Ni e Cu), dois se enquadram como não

¹ WOOD, J.M. (1974). Biological cycles for toxic elements in the environment. Science 183, 1049-1052.

críticos (Al e Fe) e dois não foram citados (Mn e Cr). Embora o Al e o Cr não tenham sido citados como tóxicos, existem inúmeros trabalhos na literatura que abordam a toxicidade do alumínio (DRISCOLL et al., 1980; HUNN et al., 1987; KANE & RABENI, 1987; BIRCHALL et al., 1989; PILLSBURY & KINGSTON, 1990), enquanto que BARRETO (1994) relata diversos efeitos do cromo aos organismos aquáticos.

Os metais Pb, Cd e Ni não foram detectados nas amostras de água dos corpos receptores, nos dois períodos amostrados (Tabela A-10). Embora as toxicidades do Pb e Cd variem muito de acordo com a concentração e a espécie estudada (WREN & STEPHENSON (1991), há um consenso na literatura sobre os efeitos nocivos destes elementos nos ecossistemas aquáticos.

No ribeirão das Cruzes as concentrações, em mg/L, variaram de 0,06-0,09 para Zn; de 3,03- 28,50 para Fe; de 0,05-0,21 para Mn; de 0,05-0,10 para Cu, de 0,08-0,09 para Cr e de 1,99-88,59 para o Al. Com exceção do cromo, os demais metais apresentaram maiores concentrações no ponto 2, indicando a influência dos efluentes da ETA-1 na qualidade da água, o que é bastante notável em relação ao ferro, cujas concentrações chegavam a triplicar em relação ao ponto 1 (Figuras 6.22 a 6.25 e Tabela A-10).

FIGURA 6.22 - Concentrações de metais totais na água do ribeirão das Cruzes e no rio Monjolinho – fevereiro/99.

FIGURA 6.23 - Concentrações de metais totais na água do ribeirão das Cruzes e no rio Monjolinho – maio/99.

Não foram verificadas variações sazonais nítidas nas concentrações de Zn, Mn, Cu e Cr nos dois períodos amostrados. Entretanto, as concentrações de Fe e Al foram bem superiores no período chuvoso o que indica a influência da precipitação e do arraste de partículas de solo para o corpo receptor, além de sugerir uma maior utilização de insumos pela ETA-1 (cloreto férrico) devido à qualidade da água bruta.

No rio Monjolinho as concentrações em mg/L foram de: 0,09 para Zn; 2,52-12,30 para Fe; 0,05-0,06 para Mn; 0,05-0,07 para o Cu, 0,07-0,09 para Cr e 2,76-17,11 para o Al. Novamente não foi observada nenhuma influência das condições climáticas no padrão de distribuição dos metais estudados, com exceção dos metais Fe e Al, os quais tiveram maiores concentrações no período chuvoso pelos mesmos motivos citados para o ribeirão das Cruzes (Figuras 6.22 a 6.25 e Tabela A-10). MENDES (1998) não detectou no rio Monjolinho as presenças de cromo e cobre, mas apenas a de zinco, cuja concentração variou de 0,03 a 22,0 mg/L. Entretanto, com exceção do Zn, os valores obtidos por BARRETO (1999), para as concentrações de metais, foram inferiores aos obtidos no presente trabalho (Tabela C-2).

SALATI (1996) e SOUZA (1996) obtiveram concentrações de alumínio e ferro inferiores para os rios Corumbataí, Jacaré-Guaçu e Jaú, em relação às concentrações obtidas neste estudo, porém, deve se considerar a influência dos lançamentos das ETAs que contribuem para o aumento das concentrações destes elementos nos pontos de amostragem e também os aspectos geológicos dos locais de

coleta de cada estudo. MELETTI (1997) constatou valores inferiores de Fe, Mn, Cu e Cr para rios que compõem a bacia do Piracicaba, em relação aos deste estudo, mas observou a presença de Pb, Cd e Ni em amostras de água destinadas ao abastecimento, o que é bastante preocupante em termos de saúde pública.

FIGURA 6.24 - Concentrações de metais totais (Al e Fe) na água do ribeirão das Cruzes e no rio Monjolinho – fevereiro/99.

FIGURA 6.25 - Concentrações de metais totais (Al e Fe) na água do ribeirão das Cruzes e no rio Monjolinho – maio/99.

De acordo com FÖRSTNER & WITTMANN (1983), as concentrações em mg/L de Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Cu, Cr e Al em águas doces naturais são, respectivamente, 0,0005, 0,0002, 0,00007, 0,0003, <0,03, <0,005, 0,0018, 0,0005, <0,03.

Apesar de não ter sido detectada a presença de alguns metais notadamente tóxicos, tais como, Pb, Cd e Ni nas amostras de água dos corpos receptores, pelo exposto por FÖRSTNER & WITTMANN (op. cit.), é possível constatar o quanto o ribeirão das Cruzes e o rio Monjolinho se encontram degradados em relação ao teor dos demais metais, em decorrência do lançamento de efluentes domésticos e industriais e do mau uso do solo nas regiões. É claro que se deve levar em consideração os aspectos geológicos das bacias hidrográficas em que os corpos receptores estão inseridos, entretanto, a maioria dos metais apresenta suas concentrações bem acima daquelas de ocorrência natural, indicando degradações provenientes de influências antrópicas.

6.5 Variáveis físicas e químicas dos lodos das ETAs

6.5.1 pH, oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura

Assim como a água dos corpos receptores apresentaram variações em relação ao pH nas estações chuvosa e seca, o pH dos lodos da ETAs (1 e 2) também sofreram nítidas variações, tendo características alcalinas ($> 9,0$) no período chuvoso e características ácidas (6,2 e 6,8) no período seco (Figura 6.26 e Tabelas A-6 e A-7). Provavelmente estas variações sejam decorrentes da qualidade da água bruta, que no período chuvoso apresenta maiores concentrações de sólidos suspensos que contêm, entre outros elementos, diversos sais (carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos) que são provenientes do carreamento de partículas do solo e do revolvimento dos sedimentos dos rios.

CORDEIRO (1993) obteve um valor de pH, para o lodo da ETA-2, compatível com o valor obtido neste trabalho, na coleta de maio, possivelmente seu período de coleta também tenha sido em estação seca.

FIGURA 6.26 - Valores de pH dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.

Em relação à condutividade (Figura 6.27 e Tabelas A-6 e A-7), os valores obtidos para o lodo da ETA-1, assim como o pH, também apresentaram variações em relação ao período de coleta, ou seja, o maior valor obtido ocorreu em fevereiro, possivelmente pelo mesmo motivo citado anteriormente. Entretanto, ocorreu o contrário na ETA-2, ou seja, o maior valor de condutividade foi obtido em maio. Neste caso, deve ser considerado o fato de que nesta estação o lodo foi coletado na canaleta de distribuição, situada entre os floculadores e os decantadores, sendo que o lodo permanece retido nesta canaleta por um longo período, o que possivelmente altera suas propriedades físicas e químicas.

FIGURA 6.27 - Valores da condutividade dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.

Quanto ao oxigênio dissolvido (Figura 6.28 e Tabelas A-6 e A-7), observou-se uma variação entre as duas coletas e nos dois lodos, porém, sem que houvesse qualquer relação com as condições climáticas. Ambos resíduos apresentaram um teor de oxigênio dissolvido relativamente elevado, considerando-se que se trata de resíduos semi-sólidos. Contudo, deve ser levada em consideração a grande quantidade de água que é despejada juntamente com o lodo da ETA-1 e o percurso do mesmo, da ETA até o corpo receptor, fatores que devem contribuir, pelo menos parcialmente, com a oxigenação do lodo. Em relação ao lodo da ETA-2, havia sempre um fluxo de água, pois o lodo era coletado na canaleta de distribuição; além disso, estas medidas foram realizadas com o "Water Quality Checker" (Horiba) e devido à sensibilidade do seu eletrodo, o mesmo não podia entrar em contato direto com o lodo, sendo realizada então a medida no sobrenadante.

FIGURA 6.28 - Valores de oxigênio dissolvido dos lodos da ETA-1 e ETA-2, nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.

As variações que ocorreram na temperatura dos lodos são decorrentes das condições climáticas (estações chuvosa e seca) e do horário em que as coletas foram realizadas, ou seja, coletava-se primeiramente em Araraquara e, depois em São Carlos (Tabelas A-6 e A-7).

6.5.2 Turbidez e a série de sólidos

Os valores da turbidez dos lodos das duas ETAs foram bem maiores no período chuvoso (Figuras 6.29 e 6.30 e Tabelas A-6 e A-7), devido às condições da água bruta que nesta época carrega grandes concentrações de sólidos em suspensão (partículas de solo, argila, silte). Na ETA-2 os valores foram bastante elevados, sobretudo, porque se coletava a amostra na canaleta de distribuição, ou seja, o lodo não estava tão diluído quanto o da ETA-1, o qual era coletado durante o despejo no corpo receptor.

FIGURA 6.29 - Valores de turbidez dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.

Em relação à série de sólidos (Figuras 6.30 e 6.34 e Tabelas A-6 e A-7), nos lodos da ETA-1 e ETA-2 foi nítida a influência do período das chuvas nas concentrações dos sólidos totais e suspensos (fixos e voláteis), que foram bem superiores neste período. Houve predomínio das frações fixas em relação às voláteis, devido à própria composição dos resíduos, ou seja, predomínio de sólidos inorgânicos em suspensão.

De acordo com SAWYER et al. (1994), os lodos são acumulações de sólidos sedimentáveis e a medida deste parâmetro (sólidos sedimentáveis) é importante porque expressa o comportamento físico destes resíduos nos corpos receptores. As quantidades de sólidos sedimentáveis lançadas pelas ETAs nos corpos receptores são bastante elevadas, e embora o lodo da ETA-2 tenha sido coletado na canaleta de

distribuição dos flocladores para os decantadores, os valores obtidos foram semelhantes ao citado por CORDEIRO (1993).

Segundo CORDEIRO (op. cit.), a quantidade de sólidos sedimentáveis no lodo da ETA-2 ultrapassou o máximo permitido pela Resolução nº20 do CONAMA/de 18 de junho de 1986, que é de 1 mL/L. Esta resolução aponta que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos d'água, desde que obedeçam certos parâmetros, e a quantidade de sólidos sedimentáveis está incluída neles. Os resultados obtidos para sólidos sedimentáveis nos lodos das duas ETAs, neste estudo, também ultrapassaram o máximo permitido pela legislação.

FIGURA 6.30 - Valores de sólidos sedimentáveis dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro/99 e maio/99.

FIGURA 6.31 - Concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.

FIGURA 6.32 - Concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de maio/99.

FIGURA 6.33 - Concentrações de sólidos suspensos, fixos e voláteis nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.

FIGURA 6.34 - Concentrações de sólidos suspensos, fixos e voláteis nos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de maio/99.

6.5.3 DQO

As medidas de DQO são amplamente utilizadas para a determinação do potencial orgânico de resíduos domésticos e industriais.

Os valores obtidos para a DQO dos lodos (ETA-1 e ETA-2) foram quase duas vezes mais elevados no período chuvoso, em relação ao período seco (Figura 6.35 e Tabelas A-6 e A-7), provavelmente decorrentes da qualidade da água bruta com elevada concentração de sólidos provenientes da lavagem do solo e ressuspensão do sedimento do fundo, provocados pelas fortes chuvas típicas desta época do ano.

CORDEIRO (1993) obteve um valor de DQO muito inferior ao obtido neste estudo para a ETA-2. Talvez as diferenças entre os valores resultem dos procedimentos de coleta (o referido autor coletou a amostra durante a lavagem do decantador, portanto mais diluída) ou diferenças nas formas de determinação. Há de se considerar ainda que, no presente estudo, a concentração de sólidos foi bem superior àquela obtida pelo autor citado, tendo sido necessária a diluição da amostra, o que pode ter superestimado os valores.

FIGURA 6.35 - Valores de demanda química de oxigênio dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro e maio/99.

6.5.4 Dureza, fósforo total e nitrogênio total do sobrenadante

Embora a dureza seja um parâmetro freqüentemente utilizado para caracterização de águas de abastecimento, foi utilizado para a caracterização do lodo (sobrenadante), pois consta nos protocolos de ensaios de toxicidade que a dureza total deve estar situada entre 40 e 48 mg CaCO_3/L , ou seja, pode influenciar ou não na toxicidade.

A dureza do sobrenadante do lodo da ETA-1 foi maior no período chuvoso (Figura 6.36 e Tabelas A-6 e A-7), enquanto que a dureza do lodo da ETA-2 foi maior em maio (período seco). Tendo em vista que na ETA-2 ocorre uma concentração maior do lodo na canaleta, pois a mesma é lavada com uma periodicidade maior que a dos decantadores, é provável que a dureza tenha aumentado por isso.

FIGURA 6.36 - Valores de dureza dos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro e maio/99.

Em relação aos teores de nitrogênio total (Figura 6.37 e Tabelas A-6 e A-7), os maiores valores para as duas ETAs foram observados no período chuvoso, provavelmente em decorrência da qualidade da água bruta que carrega maior concentração de sólidos e outras substâncias de origem alóctone, inclusive insumos agrícolas. As concentrações da ETA-2 são muito superiores às da ETA-1, devido ao tempo de estocagem do lodo na canaleta.

FIGURA 6.37 - Concentrações de nitrogênio total dos lodos da ETA-1 e ETA-2, nas coletas de fevereiro e maio/99.

Quanto ao fósforo, observou-se um comportamento semelhante ao do nitrogênio para a ETA-2, contudo, na ETA-1, obteve-se uma maior concentração no período seco, o que pode ser resultante de uma eventual contribuição por insumos agrícolas, associada a uma menor diluição, devido à menor vazão (Figura 6.38 e Tabelas A-6 e A-7).

FIGURA 6.38 - Concentrações de fósforo total nos lodos da ETA-1 e ETA-2 nas coletas de fevereiro e maio/99.

CORDEIRO (1993) obteve valores maiores de nitrogênio e fósforo para o lodo da ETA-2, mas seus valores se referiam ao lodo digerido e não ao sobrenadante, como realizado neste trabalho.

Apesar das concentrações de nitrogênio e fósforo se referirem ao sobrenadante do lodo, é possível afirmar que os efluentes (lodos) das ETAs contribuem com quantidades significativas de nutrientes que pioram ainda mais qualidade das águas dos corpos receptores, favorecendo a eutrofização.

6.5.5 Metais totais nos lodos

De todos os metais analisados (Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Cu, Cr e Al) apenas o cádmio não foi encontrado nas amostras de lodo das duas ETAs (Tabela A-8).

Tanto na estação chuvosa quanto na seca detectou-se oito dos nove metais analisados. Não se constatou alterações significativas nos dois períodos estudados, para as concentrações da maioria dos metais, com exceção do Fe (ETA-1) e Al (ETA-2), os quais apresentaram maiores concentrações no período chuvoso, o que se justifica pela necessidade de utilização de maiores dosagens de coagulantes a base de ferro e alumínio (Figuras 6.39 a 6.44 e Tabela A-8).

Como pode ser visualizado na Tabela A-8, as concentrações (em mg/kg) de metais das duas ETAs variaram de 29,0 a 125,0 para zinco, de 46,0 a 75,0 para chumbo, de 50,0 a 90,0 para níquel, de 366,0 a 1485,0 para o manganês, de 24,0 a 70,0 para cobre, de 34,0 a 44,0 para cromo, 124.000,0 a 392.500,0 para ferro e de 57.730,0 a 171.769,0 para o alumínio.

FIGURA 6.39 - Concentração de metais nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.

FIGURA 6.40 - Concentração de ferro total e alumínio total nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.

FIGURA 6.41 - Concentração de manganês total nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de fevereiro/99.

FIGURA 6.42 - Concentração de metais nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de maio/99.

FIGURA 6.43 - Concentração de ferro total e alumínio total nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de maio/99.

FIGURA 6.44 - Concentração de manganês total nos lodos da ETA-1 e ETA-2 na coleta de maio/99.

CORDEIRO (1993) obteve valores relativamente elevados de ferro, chumbo, cádmio, manganês e níquel em amostras de lodo natural da ETA-2, ou seja, amostras que não sofreram processo de digestão. Entretanto, os valores destes e de outros metais foram muitas vezes superiores em amostras digeridas, como no caso do alumínio e ferro, em que as concentrações foram, respectivamente, de 0,01 e 4,46 mg/L na amostra natural, e de 3.965,00 e 3.382,00 mg/L em amostra digerida.

Apesar dos extratos de lodo não refletirem a situação real dos lodos que são lançados nos corpos receptores quanto ao teor de metais, eles possibilitam a observação do potencial de poluição dos mesmos, tendo em vista que o lodo *in natura* apresenta baixos teores de metais (em termos de concentração total), porém, após o processo de digestão, estas concentrações tornam-se elevadíssimas. Uma outra forma de se observar o potencial poluidor do lodo é através do peso seco, conforme indica a Tabela A-8, em que é possível observar altas concentrações de Fe, Mn, Al, entre outros.

As concentrações de chumbo e de outros metais são consideradas elevadas no lodo e talvez sejam decorrentes dos próprios insumos utilizados durante o tratamento, tendo em vista que, para se minimizar custos, se utiliza insumos de qualidade indesejável (em relação ao grau de pureza). Este fato pode ser evidenciado pelos dados de SOUZA FILHO (1998), relativos à água bruta da ETA-1 (ETA-Águas do Paiol), onde o autor não detectou a presença de Pb, Cd, Ni, Cu, Cr e, as concentrações de Fe e Zn foram baixas, em coletas realizadas entre outubro/96 a março/97. Portanto, a presença de metais no lodo resulta dos próprios insumos adicionados durante o tratamento.

HOFFMAN et al. (1995) afirmam que o chumbo é um metal pesado altamente tóxico e não essencial, e que todos os seus efeitos em sistemas biológicos são deletérios. Atualmente, as emissões antropogênicas de chumbo têm resultado em concentrações diversas vezes superiores, em ordem de magnitude, às concentrações naturais. Em sedimento, o Pb tende a se complexar com o conteúdo orgânico e de acordo com o tamanho do grão. Em casos de poluição extrema, ocorre um efeito acumulativo em peixes (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984). WREN & STEPHENSON (1991) realizaram uma revisão na literatura sobre a toxicidade

provocada pelo Pb e constataram que a CL 50 (48-96h) para diversas espécies de organismos, incluindo peixes, dafnídeos e outros invertebrados, variava de 12 a 43.800 µg/L, dependendo da espécie estudada.

Embora o níquel exerça papel fundamental no metabolismo bioquímico, quando em excesso pode provocar câncer e problemas no sangue. Em peixes pode causar asfíxia e morte dependendo da concentração. A CL₅₀ (48-96h) para peixes adultos varia entre 5 a 100 mg/L (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

De acordo com MOORE & RAMAMOORTHY (op. cit.), em baixos valores de pH (6,5) o zinco se complexa com a matéria orgânica e com minerais em suspensão, e no sedimento se complexa com óxidos de Fe e Mn. A CL₅₀ (48-96h) para peixes varia de 0,5 a 5,0 mg/L e o zinco tende a se acumular nos órgãos dos peixes.

A toxicidade e bioacumulação do alumínio em organismos aquáticos é dependente da sua especiação no sistema aquático, que é influenciada pelo pH, temperatura e concentração de ligantes. Não há evidências de que o alumínio biomagnifica no sistema aquático. Quanto à toxicidade, geralmente os peixes são mais sensíveis ao alumínio que os invertebrados aquáticos. A CL₅₀ (72 h) de diversas espécies se situa em torno de 400 a 1000 µg/L (WREN & STEPHENSON, 1991).

Portanto, devido aos altos teores de metais concentrados nos lodos das ETAs, os quais são lançados diretamente nos corpos receptores sem nenhum tipo de tratamento, e aos possíveis efeitos tóxicos que podem causar ao sistema aquático, é necessário rever as formas de disposição destes lodos, pois o lançamento desta carga poluidora compromete ainda mais a qualidade das águas e sedimento dos rios e, segundo CORDEIRO (1993), não respeita a legislação vigente (artigo 21 da Resolução nº 20 do CONAMA/de 18 de junho de 1986), em relação à emissão de sólidos sedimentáveis e de metais, como Pb.

6.6 Caracterização do sedimento

6.6.1 Granulometria do sedimento

Os sedimentos de rios ou lagos são constituídos por diversos materiais de natureza orgânica ou inorgânica, que podem ter origem autóctone ou alóctone. Entre os fatores que influenciam a granulometria do sedimento destacam-se: os hidrológicos, os geológicos, o relevo, a vegetação do entorno, a erosão, as formas de ocupação do solo, entre outros.

A composição granulométrica é uma variável importante nos sistemas aquáticos, pois determina os padrões de distribuição das comunidades biológicas e se relaciona com a quantidade de energia do sistema, tipo de uso e ocupação do solo, processos de sedimentação e erosão, composição química de substratos e exerce efeitos diretos ou indiretos sobre a fauna bentônica (TEIXEIRA, 1993).

Os sedimentos do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho se caracterizaram por apresentar uma constituição básica de material grosseiro (areia), tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 6.45 e Tabela A-11). O percentual mínimo de areia obtido nas coletas foi de 81,89%.

GUERESCHI (1995) obteve valores de fração grosseira da ordem de 96%, em um ponto de coleta a jusante do ponto de amostragem do presente estudo, no rio Monjolinho, tanto em período seco como em chuvoso. BARRETO (1999) também observou em um ponto de coleta a jusante do ponto de coleta deste trabalho, em períodos de coleta semelhantes, valores elevados de fração grosseira (superiores a 90%). Portanto, os resultados obtidos neste estudo são corroborados pelos trabalhos realizados anteriormente, em 1994 e 1997, no rio Monjolinho, pelas autoras citadas anteriormente.

O predomínio de fração grosseira confere aos sedimentos estudados uma característica típica de substrato arenoso, nos dois corpos receptores. De acordo com TEIXEIRA (1993), um substrato formado por pedras favorece a exploração de diferentes nichos, pois apresentam mais microhabitats e permitem a coexistência de

um maior número de espécies. Entretanto, ao contrário de um leito pedregoso, o substrato arenoso, devido a sua homogeneidade, é considerado um ambiente relativamente pobre, caracterizado pela presença de poucos organismos e baixa diversidade.

O sedimento de um sistema aquático deve apresentar recursos que possibilitem a colonização e o estabelecimento de uma comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Entre estes recursos, destacam-se a composição do substrato (tamanho dos grãos) e o teor de nutrientes, que poderão restringir ou favorecer os organismos que habitam o fundo.

De acordo com ALVES (1998), o sedimento deve dispor de condições que supram as diferentes necessidades biológicas e comportamentais dos animais que aí vivem. A possibilidade de cavar túneis, construir casulos, usar fontes de energia na forma de bactérias e algas que extraem do sedimento, são alguns exemplos de explorações que o substrato deverá oferecer, caso possibilite a colonização de uma fauna diversificada.

FIGURA 6.45 - Análise granulométrica e teor de matéria orgânica em amostras dos sedimentos dos corpos receptores nas coletas de agosto/98, fevereiro/99 e maio/99.

6.6.2 Matéria orgânica do sedimento

A matéria orgânica particulada ou carbono orgânico particulado é proveniente tanto de organismos vivos quanto de matéria morta (também chamada de detrito). Geralmente não é fácil distinguir as duas fontes. Depois que um organismo morre, é decomposto e colonizado por microrganismos heterotróficos e as pequenas partículas resultantes são consideradas detritos, mas elas consistem, em parte, de matéria viva. A matéria particulada não viva pode ter origem autóctone ou alóctone (LAMPERT & SOMMER, 1997).

6.6.2 Matéria orgânica do sedimento

A matéria orgânica particulada ou carbono orgânico particulado é proveniente tanto de organismos vivos quanto de matéria morta (também chamada de detrito). Geralmente não é fácil distinguir as duas fontes. Depois que um organismo morre, é decomposto e colonizado por microrganismos heterotróficos e as pequenas partículas resultantes são consideradas detritos, mas elas consistem, em parte, de matéria viva. A matéria particulada não viva pode ter origem autóctone ou alóctone (LAMPERT & SOMMER, 1997).

As principais fontes de matéria orgânica nos sistemas lacustres ou fluviais são o aporte de material alóctone das áreas marginais ou das ações antrópicas, tais como lançamento de efluentes e os processos autóctones, como a sedimentação de detritos provenientes de excretas de organismos ou decomposição de plantas e animais. ESTEVES (1988) afirma que em rios e riachos a contribuição de detritos de origem alóctone é vital para a sua manutenção energética.

De acordo com BARRETO (1999), o teor de matéria orgânica constitui uma variável de extrema importância para a fauna bentônica, pois pode determinar a diversidade biótica do meio. A grande concentração de matéria orgânica no sistema favorece o aparecimento de poucas espécies, em altas densidades, as quais são consideradas tolerantes a esta situação.

O teor de matéria orgânica está sujeito a diversas interferências de fatores internos e externos ao meio, devendo-se considerar a precipitação pluviométrica, escoamento superficial, tipo de substrato, vegetação aquática e marginal, decomposição e a influência antrópica na forma de lançamento de efluentes industriais, esgoto sanitário e presença de resíduos sólidos “in loco” ou nas proximidades (BARRETO, op. cit.).

Os resultados obtidos para os teores de matéria orgânica no ribeirão das Cruzes variaram de 0,6 a 8,2% (Figura 6.45 e Tabelas A-11), sendo que o maior valor observado ocorreu na estação seca e no ponto a jusante do lançamento da ETA-1.

Este fato pode ser atribuído a menor capacidade de diluição do ribeirão no período de seca, o qual recebe aporte de cargas orgânicas provenientes de esgoto doméstico. No rio Monjolinho, os teores de matéria orgânica variaram de 2,3 a 3,3% sendo que o maior valor também ocorreu no período de seca (Figura 6.45 e Tabelas A-11).

GUERESCHI (1995) e BARRETO (1999) também observaram baixas concentrações de matéria orgânica no sedimento do rio Monjolinho.

De acordo com BARRETO (op. cit.), os baixos teores encontrados para a matéria orgânica do sedimento do rio Monjolinho se justificam por se tratar de um ambiente lótico, em que o fluxo transporta a matéria orgânica para locais com velocidade menores.

No que concerne aos baixos teores de matéria orgânica deste trabalho, os trechos dos corpos receptores em que as amostras foram coletadas correspondiam a locais de corredeira, no rio Monjolinho, e no caso do ribeirão das Cruzes, embora a velocidade do fluxo seja menor que a do rio Monjolinho, a tubulação de lançamento da ETA-1 fica ao lado de uma ponte, cuja construção provoca um estreitamento no canal e a presença de um desnível aumenta a velocidade do fluxo, provocando um maior arraste do lodo lançado no rio. Provavelmente o maior valor observado no ribeirão das Cruzes seja resultante do lançamento de esgoto clandestino, próximo ao local de coleta.

6.6.3 Metais no sedimento

Os sedimentos constituem o habitat de diversos organismos aquáticos e representam um dos principais depósitos para muitos dos mais persistentes contaminantes introduzidos através das águas superficiais. No ambiente aquático, contaminantes antropogênicos e resíduos diversos incluem tanto substâncias tóxicas orgânicas como inorgânicas, as quais eventualmente são acumuladas no sedimento (USEPA, 1994).

Assim como ocorreu na análise da água, as amostras do sedimento dos corpos receptores não revelaram a presença de cádmio (Tabela A-9). O chumbo foi determinado apenas no rio Monjolinho, no período chuvoso e não foi observada a presença de níquel apenas no ponto 1 do ribeirão das Cruzes (agosto/98 e fevereiro/99). Em geral, constatou-se maiores concentrações de metais no período seco, possivelmente pelo menor efeito de diluição, de lavagem e de arraste do sedimento (Figuras 6.46 a 6.51 e Tabela A-9).

FIGURA 6.46 - Concentração de metais em amostras de sedimento do rib. das Cruzes em agosto/98.

FIGURA 6.47 - Concentração de metais em amostras de sedimento dos corpos receptores em fevereiro/99.

FIGURA 6.48 - Concentração de metais em amostras de sedimento dos corpos receptores em maio/99.

FIGURA 6.49 - Concentração total de alumínio e ferro em amostras de sedimento do rib. das Cruzes em agosto/98.

FIGURA 6.50 - Concentração total de alumínio e ferro em amostras de sedimento dos corpos receptores em fevereiro/99.

FIGURA 6.51 - Concentração total de alumínio e ferro em amostras de sedimento dos corpos receptores em maio/99.

De acordo com os padrões estabelecidos pela USEPA, os sedimentos podem ser enquadrados em três categorias relativas ao grau de poluição, quanto ao teor de metais pesados: (1) sedimento não poluído; (2) sedimento moderadamente poluído e, (3) sedimento altamente poluído (THOMAS, 1987). Na Tabela 6.3 estão representados os valores dos principais metais utilizados para classificação de sedimentos.

✦ De acordo com a Tabela 6.3, o sedimento do ribeirão das Cruzes pode ser enquadrado na categoria de não poluído para todos os metais, com exceção do ferro no período seco, ocasião em que o sedimento se enquadraria na categoria de altamente poluído. As altas concentrações de ferro no sedimento do ribeirão das Cruzes se justificam pelo lançamento dos efluentes da ETA-1, que contém cloreto férrico em sua composição, somado ao efeito da estiagem que causou maior concentração deste elemento no sedimento.

O rio Monjolinho, no ponto em que se realizaram as coletas, se enquadra na categoria de não poluído, em relação aos teores de Cr, Mn, Ni, Pb e Zn. Quanto aos teores de Fe é classificado como altamente poluído (no período seco e chuvoso) e em relação ao Cu, encontra-se muito próximo da categoria de altamente poluído. Possivelmente estas altas concentrações de Fe e Cu sejam oriundas de atividades antrópicas desenvolvidas na bacia, ou do próprio solo, tendo em vista que o ferro é um elemento abundante na crosta terrestre. De acordo com PENDIAS & PENDIAS

Cruzes se justificam pelo lançamento dos efluentes da ETA-1, que contém cloreto férrico em sua composição, somado ao efeito da estiagem que causou maior concentração deste elemento no sedimento.

O rio Monjolinho, no ponto em que se realizaram as coletas, se enquadra na categoria de não poluído, em relação aos teores de Cr, Mn, Ni, Pb e Zn. Quanto aos teores de Fe é classificado como altamente poluído (no período seco e chuvoso) e em relação ao Cu, encontra-se muito próximo da categoria de altamente poluído. Possivelmente estas altas concentrações de Fe e Cu sejam oriundas de atividades antrópicas desenvolvidas na bacia, ou do próprio solo, tendo em vista que o ferro é um elemento abundante na crosta terrestre. De acordo com PENDIAS & PENDIAS (1984), a contaminação de solos por cobre decorre principalmente das indústrias de processamento de metais, da aplicação de fungicidas, irrigação e fertilização com lodos.

†

TABELA 6.3 - Concentração de metais total (mg/kg) para avaliação do grau de poluição de sedimentos.

Metal	Grau de Poluição de sedimento		
	Não Poluído	Pouco Poluído	Altamente Poluído
Cd	-	-	>6
Cr	<25	25-70	>70
Cu	<25	25-50	>50
Fe	<17000	17000-25000	>25000
Mn	<300	300-500	>500
Ni	<20	20-50	>50
Pb	<90	90-200	>200
Zn	<90	90-200	>200

Fonte: THOMAS (1987).

É lamentável o descaso das autoridades competentes em relação ao lançamento de esgoto doméstico e industriais, clandestinos ou não, como no caso das ETAs, sem nenhuma forma de tratamento, em cursos d' água, cuja função passa a ser quase que exclusivamente a de diluir a carga poluidora recebida, ao invés de garantir a preservação da vida aquática ou a qualidade dos recursos hídricos.

6.7 Invertebrados Bentônicos

A fauna bentônica representa um dos melhores indicadores na determinação do grau de poluição de rios e lagos, por apresentar baixa mobilidade e por viver em contato direto com o substrato (BRANDIMARTE & SHIMIZU, 1990; TAKEDA et al., 1991). Os organismos bentônicos podem viver no substrato (em lodo e areia), se mover sobre a sua superfície, crescer fixos a ele ou se mover livremente, próximo ao fundo, como os peixes bentônicos.

Vários recursos são necessários para a colonização e o estabelecimento de uma comunidade de macroinvertebrados bentônicos no sedimento de sistemas aquáticos. De acordo com ALVES (1998), o teor de matéria orgânica, as concentrações de nitrogênio e a granulometria do substrato são variáveis importantes que poderão restringir ou permitir a presença de representantes da fauna bentônica.

No presente estudo foram identificados os seguintes grupos no ribeirão das Cruzes: Odonata, Gastropoda, Oligochaeta, Hirudínea e Diptera (Tabelas A-12 e A-13). No rio Monjolinho, apenas os três últimos grupos foram observados (Tabela A-14).

Como pode ser observado na Figura 6.52, nas duas coletas realizadas no ribeirão das Cruzes e na coleta única realizada no rio Monjolinho houve predomínio dos representantes do grupo Diptera, com abundância relativa variando entre 45 e 99,84%.

FIGURA 6.52 - Percentual dos principais grupos componentes da fauna bentônica do ribeirão das Cruzes (RC) e do rio Monjolinho (M) nas coletas de agosto/98 e maio/99. Os números que seguem as siglas dos rios correspondem aos pontos de amostragem.

Outro grupo que apareceu, mas em menor frequência, em quase todos os pontos, foi o dos Oligochaeta. Estes dois grupos são típicos de ambientes poluídos e a classe dos Oligochaeta é considerada por muitos autores como uma das mais tolerantes à poluição orgânica.

Considerando que os dois corpos receptores recebem poluentes de origem orgânica (esgoto doméstico), talvez o predomínio dos Diptera (Chironomidae) em relação aos Oligochaeta, se relacione mais com a constituição do substrato, que nos ambientes estudados, é arenosa, tendo em vista que o grupo dos Oligochaeta geralmente habita fundo lodoso e com abundante quantidade de detritos.

GUERESCHI (1995), MENDES (1998) e BARRETO (1999), em estações de coleta a jusante do ponto de coleta do rio Monjolinho, deste trabalho, também observaram uma maior abundância de Diptera e Oligochaeta, sendo que os dois primeiros autores constataram predominância dos Oligochaeta em relação aos Diptera, fato atribuído ao enriquecimento orgânico do sedimento do rio Monjolinho, após o recebimento de carga orgânica de esgoto doméstico da cidade de São Carlos.

TEIXEIRA (op. cit.) atribuiu à composição arenosa do substrato do rio Monjolinho, como responsável pela baixa densidade numérica e a baixa riqueza de taxa. Segundo o mesmo autor, estas características resultam da homogeneidade do sistema e da pouca complexidade do mesmo, sujeito a qualquer entrada de energia. Fatores como ausência de mata galeria e a proximidade da área urbana também atuam na instabilidade do sistema.

Vários fatores influenciam a distribuição dos macroinvertebrados e dentre eles destacam-se: a natureza do sedimento, a morfologia das margens, a vegetação circundante, a velocidade da corrente, a vazão, a profundidade, além da quantidade e qualidade de alimento disponível, as variáveis físicas e químicas (pH, OD, temperatura) e as relações de predação e competição.

Entretanto, no presente estudo, a distribuição dos invertebrados bentônicos pareceu se relacionar, sobretudo, com o aporte de matéria orgânica do sistema e com as variáveis físicas e químicas, tendo em vista que os substratos dos corpos

receptores eram basicamente de constituição arenosa. As pequenas diferenças observadas entre as coletas possivelmente resultaram dos períodos amostrados (agosto e maio). Embora sejam meses correspondentes a período seco, a estiagem em agosto é muito mais intensa que a de maio.

Ecossistemas impactados por entrada de matéria orgânica favorecem a colonização de poucas espécies, ou seja, a riqueza de espécies é diminuída e a biomassa dos organismos tolerantes aumenta. Este fato favorece o aparecimento de Chironomidae (Chironomus) e Oligochaeta, em altas densidades, podendo, na maioria das vezes, ser os únicos representantes em ambientes contaminados (TEIXEIRA, 1993; GUERESCHI, 1995). Além disso, a areia pode ser considerada como um substrato relativamente pobre, com poucos organismos e poucas espécies (HYNES, 1970).

A falta de coleta de organismos bentônicos na estação chuvosa se justifica pelas fortes chuvas que ocorreram no dia da coleta de fevereiro/99, nas cidades de São Carlos e Araraquara, onde houve um forte arraste de sedimento dos corpos receptores, impossibilitando a coleta da fauna bentônica e havendo, inclusive, ausência de organismos nos pontos de amostragem.

Um outro aspecto que deve ser destacado, é que nos locais em que os efluentes das estações de tratamento de água eram lançados nos corpos receptores, a constituição do substrato (leito pedregoso), no caso do rio Monjolinho, não favorecia a amostragem e nem sempre havia sedimento nas margens para a coleta (no período de chuva). Não haviam locais de remanso nas proximidades, em que é comum o aparecimento de fauna bentônica. Talvez algum outro tipo de amostrador favorecesse a coleta, tais como os substratos artificiais utilizados por MENDES (1998) no rio Monjolinho, porém identificar ou construir substratos artificiais não era o objetivo do trabalho.

Conciliar as coletas com a época de lavagem do decantador da ETA-2 em São Carlos também não foi possível, pois a realização de testes de toxicidade demanda muito tempo e a coleta e triagem de organismos bentônicos também. Por isso, foi totalmente inviável a realização simultânea destes dois trabalhos. Além dos fatores

relatados acima, este fato justifica os poucos dados obtidos para a comunidade bentônica.

RESH et al. (1996) apontam como uma das principais dificuldades a serem consideradas na utilização de organismos bentônicos em monitoramento biológico, o fato de que amostragens quantitativas requerem um grande número de amostras, o que pode inviabilizar o trabalho em termos de custos e demanda de tempo.

Deve ser ressaltado, que aparentemente o lançamento dos efluentes das ETAs afeta a comunidade bentônica, pois os dados obtidos para ETA-1 evidenciaram a predominância de um único grupo (Diptera) no ponto 2, enquanto que no ponto 1, a montante, ocorreram outras espécies. Embora não tenha sido observada a formação de banco de lodos devido ao fluxo rápido das águas, pelo menos no ribeirão das Cruzes (onde foi possível observar o lançamento dos efluentes, pelo fato do lançamento ser diário), foi possível inferir que o lançamento das ETAs prejudicou a fauna bentônica dos corpos receptores. Possivelmente no rio Monjolinho ocorreu o mesmo, tendo em vista o predomínio do mesmo grupo (Diptera). Talvez um estudo mais acurado e específico sobre a comunidade bentônica sob influência destes efluentes devesse ser realizado, embora as condições dos locais de lançamento dificultem este tipo de estudo, particularmente no rio Monjolinho. Todos os estudos realizados anteriormente por GUERESCHI (1995), MENDES (1998) e BARRETO (1999) foram realizados em pontos de amostragem bem específicos e estratégicos no rio Monjolinho, e os resultados foram utilizados neste trabalho apenas com a finalidade comparativa, considerando as peculiaridades típicas dos diferentes locais de coleta.

6.8 Testes de toxicidade

6.8.1 Os organismos-teste utilizados nos teste de toxicidade

Os testes de toxicidade aquática têm sido realizados com uma grande variedade de espécies representativas de diferentes níveis tróficos, tais como algas, invertebrados (microcrustáceos, quironomídeos), peixes, entre outras.

RAND & PETROCELLI (1985) apontam algumas espécies de peixes e invertebrados geralmente utilizadas em testes de toxicidade aquática (água doce). Entre as espécies de peixes destacam-se: as trutas (*Salmo gairdneri*, *Salvelinus fontinalis*) e os “fathead minnow” (*Pimephales promelas*). Quanto aos invertebrados, os principais grupos são: Daphnidae (*Daphnia magna*, *D. pulex*), Amphipoda (*Gammarus lacustris*, *G. fasciatus*) e Diptera (*Chironomus* spp).

As espécies dulciaquícolas mais freqüentemente utilizadas nos testes de toxicidade, nos Estados Unidos, incluem: “fathead minnows” (*Pimephales promelas*), truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), anfípoda (*Hyaella azteca*), microcrustáceos (*Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia*), quironomídeos (*Chironomus* spp) e algas verdes (*Selenastrum capricornutum*), entre outras (ADAMS, 1995).

No Brasil, de acordo com FONSECA (1991), pesquisadores da CETESB realizaram teste de toxicidade aguda com diversas espécies nativas de peixes, tais como *Hemigramus marginatus* (nativa) e exóticas, como *Tilapia melanopleura*, *Cyprinus carpio*, *Salmo gairdneri*, *Poecilia reticulata* e *Brachydanio rerio* (nomenclatura modificada recentemente para *Danio rerio*) e com os cladóceros *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, também exóticas.

Trabalhos englobando espécies nativas e exóticas, em testes de toxicidade, foram realizados por FONSECA (1991), utilizando *C. silvestrii* (nativa), *D. laevis* (exótica) e *P. reticulata* (exótica). MELETTI (1997) utilizou diversas espécies de peixes, tais como *Hyphessobrycon bifasciatus* (atualmente identificada como

Hyphessobrycon eques), *Cheirodon stenodon* (reidentificada como *Serrapinus stenodon*), entre outras. FONSECA (1998) utilizou as espécies nativas *Chironomus xanthus* e *C. silvestrii* e ainda os organismos-padrão *C. dubia* e *Daphnia similis*, em testes de toxicidade com água e sedimento. TONISSI (1999) realizou teste de toxicidade "in situ" e em laboratório, com a espécie exótica *Danio rerio*.

Na seleção de organismos para a realização de testes de toxicidade em laboratório, vários critérios poderão ser utilizados. De acordo com BAUDO (1987), a USEPA (United States Environmental Protection Agency) considera os seguintes aspectos como relevantes: (a) que o organismo seja representativo dentro de um grupo ecológico, em termos de taxonomia ou nível trófico, ocupando, portanto, uma importante posição na cadeia alimentar; (b) a disponibilidade de organismos para a execução dos testes, implicando em fácil cultivo e manutenção em laboratório, além de estabilidade genética; (c) a existência de um adequado conjunto de informações em relação à biologia e à ecologia da espécie.

BUIKEMA et al. (1982) criticam a escolha de espécie-teste de acordo com a representatividade, pois tal escolha pode recair sobre uma espécie não facilmente cultivada, ou pode ostentar uma grande variabilidade genética, ou não haver conhecimento suficiente sobre sua biologia. Estes autores sugerem critérios adicionais como economia e simplicidade.

Entretanto, diversos autores têm sugerido outros parâmetros como relevantes, como, por exemplo, a importância econômica do organismo, sua sensibilidade ao agente tóxico e que o seu ciclo de vida seja curto. Há, contudo, um consenso de que devem ser utilizadas várias espécies para a avaliação da contaminação dos ecossistemas, e isto tem demonstrado ser de grande importância, sobretudo, porque a sensibilidade varia de espécie para espécie, e varia também conforme o agente tóxico e as condições ambientais.

Neste trabalho, pensou-se na utilização de diferentes organismos, tais como os microcrustáceos *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *C. silvestrii*, e os peixes *Poecilia reticulata*, *Danio rerio*, *Hyphessobrycon eques* e *Serrapinus stenodon*. Porém, após ensaios preliminares com os microcrustáceos, optou-se apenas pela

utilização de *D. similis* pela facilidade de visualização deste organismo no lodo, pois os organismos do gênero *Ceriodaphnia* eram de difícil visualização, o que poderia prejudicar a leitura e interpretação dos resultados.

Em relação aos peixes, foram utilizadas inicialmente as espécies *Danio rerio*, *Hyphessobrycon eques* e *Serrapinus stenodon*. Entretanto, frente às dificuldades de captura (ausência desta espécie na Reserva Ecológica de Jataí em Luiz Antonio, SP, na coleta de fevereiro/99) e manejo de *S. stenodon* e devido à baixa sensibilidade de *D. rerio*, optou-se apenas pela utilização de *H. eques*, espécie nativa, de fácil captura e manejo e que apresenta grande sensibilidade. MELETTI (1997) também observou em sua pesquisa, uma maior sensibilidade de *H. eques* quando comparada com as outras espécies estudadas.

Larvas de quironomídeos, *Chironomus xanthus*, foram também utilizadas neste trabalho por serem representantes da fauna bentônica, apesar desta ser uma espécie nativa e não padronizada.

6.8.2 Toxicidade do sedimento e água dos corpos receptores

A concentração de agentes tóxicos na água não é constante, pois os lançamentos de efluentes industriais, agrícolas e de esgoto doméstico são intermitentes. Desta forma, a toxicidade da água de um determinado corpo receptor pode variar ao longo de um mesmo dia e, em uma escala maior, sazonalmente, visto que a precipitação tem papel importante na diluição dos poluentes. Assim, amostragens pontuais podem não representar a condição real da qualidade da água quanto à toxicidade aos organismos aquáticos (MELETTI, 1997) e, neste caso, testes de toxicidade com sedimento podem complementar o estudo ou monitoramento do corpo d'água.

Existem diversas formas de avaliação da qualidade dos sedimentos de ecossistemas aquáticos. Inicialmente esta avaliação se limitava às análises químicas que determinavam as concentrações de metais e de compostos orgânicos do

sedimento. Atualmente, os testes de toxicidade com sedimento têm sido incluídos nestas avaliações.

De acordo com TONISSI (1999), os testes de toxicidade com sedimento são indicados quando a análise da água é insuficiente na identificação de poluentes, ou ainda no monitoramento e controle do impacto causado por fontes poluidoras em ecossistemas aquáticos.

A utilização de testes de toxicidade com sedimento, justifica-se principalmente por se tratar de um compartimento em que muitos contaminantes podem ser depositados e, dependendo das condições do meio, pode haver liberação destes contaminantes para a coluna d'água. Além disso, os testes de toxicidade com sedimento podem ser utilizados para medir efeitos tóxicos interativos de misturas complexas de contaminantes (USEPA, 1994).

Os testes de toxicidade com sedimento têm sido realizados com uma ampla variedade de organismos de água doce e marinhos. Tanto espécies da coluna d'água quanto espécies bentônicas são utilizadas como organismos-teste, e os efeitos são observados em relação à sobrevivência, crescimento, reprodução, desenvolvimento larval e luminescência (HOFFMAN et al., 1995).

Em testes de toxicidade ou bioensaios considera-se o agente-tóxico (efluente, água, lodo ou sedimento) como: (a) *tóxico*, quando causa mortalidade a pelo menos 40% dos organismos-testes; (b) *não-tóxico*, quando a mortalidade se situa entre 0 e 10% dos organismos, e considera-se que o agente-tóxico provoca *indícios de toxicidade*, quando a mortalidade se situa no intervalo entre 10 e 40% dos organismos-teste (BOHRER, comunicação pessoal).

Segundo os critérios adotados acima, os resultados sugerem que os sedimentos do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, nos pontos de coleta deste estudo, apresentaram, indícios de toxicidade e em alguns casos ocorreu toxicidade, ou seja, a taxa de mortalidade foi superior a 40% (Figuras 6.53 a 6.55 e Tabelas B-3, B-6, B-9, B-14, B-19, B-21, B-24 e B-26).

FIGURA 6.53 - Percentual de mortalidade de *D. similis* nos testes de toxicidade com sedimento dos corpos receptores, nas coletas de fevereiro e maio/99. A legenda indica os pontos de coleta.

FIGURA 6.54 - Percentual de mortalidade de *C. xanthus* nos testes de toxicidade com sedimento dos corpos receptores, nas coletas de fevereiro e maio/99. A legenda indica os pontos de coleta.

FIGURA 6.55 - Percentual de mortalidade de *H. egues* nos testes de toxicidade com sedimento dos corpos receptores, nas coletas de fevereiro e maio/99. A legenda indica os pontos de coleta.

Porém, de acordo com os critérios de toxicidade citados por TONISSI (1999), tanto o sedimento quanto a água dos corpos receptores, em geral, não causaram toxicidade aguda aos organismos estudados (microcrustáceos, quironomídeos e peixes), ocorrendo apenas indícios de toxicidade do sedimento do ribeirão das Cruzes à *Daphnia similis*, em agosto/98 (Tabela B-14), ao *Chironomus xanthus* (Tabela B-21 e Figura 6.54), em fevereiro/99 e toxicidade aguda (50% de mortalidade) apenas à espécie *H. eques*, na coleta de maio/99 (Tabela B-26 e Figura 6.55).

É difícil de se presumir as causas prováveis destes resultados, ou seja, os indícios de toxicidade e a toxicidade do sedimento do ribeirão das Cruzes, sobretudo, pelas diversas interações que ocorrerem nos sedimentos, quando se consideram as diversas fontes de poluentes pontuais ou não, as relações sinérgicas e antagônicas entre os diversos agentes tóxicos e as relações destes com as variáveis físicas e químicas do meio.

Contudo, como este corpo receptor recebe lançamento de esgoto doméstico, além dos efluentes da ETA-1, o seu sedimento pode eventualmente concentrar vários contaminantes, como metais pesados, os quais podem ter se tornado biodisponíveis, ou ainda, outros agentes potencialmente tóxicos não determinados, os quais podem ter induzido a toxicidade.

É oportuno ressaltar que, nos pontos de coleta deste trabalho, aparentemente o rio Monjolinho se encontra mais impactado que o ribeirão das Cruzes, particularmente em relação ao teor de nutrientes e de metais (Fe, Mn, Cu e Al), provavelmente em decorrência do seu curso pela área urbana, onde recebe maiores aportes de poluentes (esgoto doméstico e industriais).

Em decorrência do grau de degradação (lançamentos de esgoto sanitário e de efluentes industriais) os sedimentos dos corpos receptores induziram a toxicidade aguda aos organismos-teste no período seco, ou seja, uma taxa de mortalidade superior a 10%. Possivelmente os indícios de toxicidade resultaram da presença de contaminantes não identificados (como pesticidas) ou devido a disponibilidade de metais pesados. MENDES (1998) constatou toxicidade crônica para o sedimento do

rio Monjolinho em pontos de coleta bem distintos ao deste trabalho. O autor atribuiu a toxicidade dos diversos pontos de amostragem, ao baixo teor de oxigênio dissolvido, aos agentes potencialmente tóxicos não analisados e às baixas concentrações de matéria orgânica e nutrientes.

6.8.3 Toxicidade aguda do lodo das ETA-1 e ETA-2 aos organismos-teste

Segundo RAND & PETROCELLI (1985), os testes de toxicidade aguda têm por objetivos determinar a concentração de substâncias químicas ou efluentes, sob condições controladas, que causa efeitos deletérios a um grupo de organismos-teste durante um curto período de tempo. Frequentemente, os testes de toxicidade aguda avaliam os efeitos da substância tóxica na sobrevivência do organismo-teste, durante um período que varia de 24 a 96 horas (ADAMS, 1995). Os resultados podem ser expressos em: (a) porcentagem de organismos mortos ou imobilizados em cada concentração, ou (b) através de CL50 ou CE50, ambos calculados através de programas estatísticos.

No que diz respeito à toxicidade dos efluentes das ETAs, de um modo geral, os lodos não causaram efeito agudo severo aos organismos-teste. Constatou-se a ocorrência de indícios de toxicidade - taxa de mortalidade entre 10 e 40% (Tabelas B-04, B-11, B-12, B-20, B-26) e de toxicidade aguda - taxa de mortalidade superior a 40% (Tabelas B-4, B-7, B-11, B-22 e B-26), porém, nem sempre a toxicidade ou seus indícios foram proporcionais ao aumento da concentração de lodo em cada tratamento.

O esperado em testes de toxicidade é que a mortalidade aumente com a concentração da substância testada. Isto também não foi observado por MELETTI (1997) no teste de toxicidade com água da bacia do rio Piracicaba, em que a espécie *Prochilodus scrofa* apresentou mortalidade maior em concentrações menores.

GEORGE et al. (1995) também observaram que a inibição do crescimento da alga *S. capricornutum*, em geral, não parecia ser proporcional à concentração de alumínio em extratos de lodos de ETAs.

Assim como a concentração de agentes tóxicos na água não é constante, pois os lançamentos dos diversos efluentes (industriais, agrícolas, domésticos) são intermitentes, o mesmo ocorre com o lodo das ETAs, os quais podem conter os mais variados contaminantes presentes na água bruta ou nos insumos adicionados durante o tratamento, e que também podem surgir de forma intermitente. Assim, a toxicidade de um lodo pode variar ao longo de um mesmo dia ou variar ao longo de um período maior de tempo (variação sazonal).

Poucas informações foram obtidas na literatura a respeito da toxicidade de lodos de ETAs. Em relação à toxicidade de lodos de ETAs que utilizam cloreto férrico como coagulante, nada foi encontrado. Quanto aos lodos de ETAs que utilizam sulfato de alumínio como coagulante, alguns trabalhos têm mencionado a toxicidade do lodo ou de extratos produzidos a partir dos mesmos (HALL & HALL, 1989; AWWA, 1991; GEORGE et al., 1995).

Apesar das poucas informações sobre a toxicidade de lodo de ETAs, os resultados obtidos neste trabalho corroboram aqueles citados por HALL & HALL (1989), em que os autores não constataram efeito agudo à *Ceriodaphnia dubia* causado pelo lodo de uma ETA que utilizava sulfato de alumínio como coagulante. A AWWA (1991) também não detectou toxicidade aguda de extratos de lodo de diversas ETAs (que utilizavam sulfato de alumínio) a microcrustáceos.

A única coleta em que o lodo provocou toxicidade aguda à *D. similis* foi a de junho/98 (Tabela B-4), ocasião em que os tratamentos do lodo 75% e lodo 100% da ETA-2 apresentaram percentuais de mortalidade da ordem de 60 e 40%, respectivamente. Possivelmente as variáveis OD e condutividade tenham contribuído para aumentar a mortalidade. Além disso, alguma outra substância potencialmente tóxica e não determinada, mas presente no lodo, pode ter sido a causa do efeito agudo. WREN & STEPHENSON (1991) afirmam que os cladóceros são os organismos mais sensíveis ao alumínio, entretanto, praticamente não se observou

toxicidade aguda de lodo da ETA-2 (com altos teores de alumínio) à *D. similis* (Figuras 6.56 e 6.57).

FIGURA 6.56 - Percentual de mortalidade de *D. similis* nos testes de toxicidade com lodos das ETAs, na coleta de fevereiro/99. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

FIGURA 6.57 - Percentual de mortalidade de *D. similis* nos testes de toxicidade com lodos das ETAs, na coleta de maio/99. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

A espécie *C. xanthus* apresentou um comportamento semelhante à *D. similis* em relação a toxicidade aguda, apenas no mês de junho/98 (Tabela B-7) e somente com o lodo da ETA-2. Provavelmente a mortalidade tenha resultado das baixas concentrações de OD. Embora não tenha sido encontrada nenhuma informação a respeito da toxicidade de lodo de ETA a organismos bentônicos, LIN et al. (1984)

não constatarem diferenças significativas nem no tipo e nem na densidade de invertebrados bentônicos em pontos de coleta localizados próximos ao local de lançamento da ETA de St. Louis no corpo receptor. Ao que tudo indica os macroinvertebrados bentônicos utilizados nos testes de toxicidade aguda (*C. xanthus*) foram pouco sensíveis ao efeito causado pelo lodo de ETAs (Figuras 6.58 e 6.59).

FIGURA 6.58 - Percentual de mortalidade de *C. xanthus* nos testes de toxicidade com lodos das ETAs, na coleta de fevereiro/99. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

FIGURA 6.59 - Percentual de mortalidade de *C. xanthus* nos testes de toxicidade com lodos das ETAs, na coleta de maio/99. Neste ensaio utilizou-se a concentração de 100% de lodo.

Em relação às espécies de peixes estudadas, *D. rerio* e *S. stenodon* apresentaram um comportamento bastante resistente ao lodo das duas estações, pois,

sobreviveram a tratamentos com 100% de efluentes das duas ETAs (Tabela B-10) e da 100% da ETA-1 (Tabelas B-16 e B-17) durante 96 horas.

Quanto à espécie *H. eques*, esta demonstrou melhor capacidade de adaptação às condições laboratoriais em relação à espécie *S. stenodon*, ambas coletadas na Estação Ecológica de Jataí. Além disso, apresentou maior sensibilidade ao lodo e à substância de referência, sendo por isso, a única espécie utilizada nos testes de fevereiro e de maio de 1999. A espécie *D. rerio* apresentou uma boa adaptação ao manejo em laboratório, por serem peixes criados em cativeiro, mas apresentavam uma grande resistência aos agentes-tóxicos, pelo menos no estágio de desenvolvimento em que foram utilizados (próximos à fase adulta e adulta).

FIGURA 6.60 - Percentual de mortalidade de *H. eques* nos testes de toxicidade com lodos das ETAs, na coleta de fevereiro e maio/99. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

O lodo causou toxicidade, em junho/98 (Tabela B-11), em fevereiro/99 (Tabela B-22 e Figura 6.60) e indícios de toxicidade aguda no mês de maio/99 (Tabela B-26 e Figura 6.60) à espécie *H. eques*. Quando esta espécie foi submetida a um tratamento que continha 100% de lodo que recebeu aeração (Tabela B-11), ocorreu uma taxa de mortalidade de 50%, provavelmente, porque a alta concentração de sólidos em suspensão causou algum tipo de estresse físico aos organismos-teste.

Resultados semelhantes foram obtidos por HALL & HALL (1989) ao submeterem larvas de *P. promelas* a um lodo (contendo sulfato de alumínio), que havia sido aerado.

Segundo a AWWA (1991), a espécie *P. promelas* não apresentou sensibilidade ao extrato de lodo (contendo sulfato de alumínio) de diversas ETAs em várias faixas de pH. GEORGE et al. (1995) também não observaram efeito agudo do extrato de lodo de várias ETAs (que utilizavam sulfato de alumínio) a peixes (“fathead minnow”).

Sabe-se que peixes são bastante sensíveis ao alumínio, e de acordo com WREN & STEPHENSON (1991), são mais sensíveis que invertebrados aquáticos. Contudo, a toxicidade do alumínio a peixes é dependente de vários fatores como a especiação, a concentração, complexação com ligantes, pH, temperatura e tempo de exposição. Existem inúmeros trabalhos na literatura que correlacionam a toxicidade do alumínio com o pH do meio e a toxicidade à diversas espécies de peixes (trutas e “fathed minnow”) e há uma certa unanimidade de que o alumínio é mais tóxico em baixos valores de pH e também dependendo da sua especiação (DRISCOLL et al., 1980; KANE & RABENI, 1987; HUNN et al., 1987; AWWA, 1991; GEORGE et al., 1995).

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho (nas tabelas do anexo B), os valores de pH dos lodos das ETA-1 e ETA-2 geralmente permaneceram próximos da neutralidade, neutros ou levemente alcalinos, valores que tendem a reduzir o efeito tóxico do lodo contendo sulfato de alumínio (RAMAMOORTHY, 1988; AWWA, op. cit.; GEORGE et al., op. cit.). Além disso, fatores como a alta alcalinidade e dureza dos efluentes de ETAs, associados à adsorção e à complexação do Al com sólidos provavelmente reduzem sua toxicidade (HALL & HALL, 1989).

De acordo com RAMAMOORTHY (op. cit.), lodo contendo sulfato de alumínio recentemente precipitado mantém o alumínio complexado dentro de uma ampla faixa de pH (4,50 a 10,0). Em seus experimentos o autor constatou que a mortalidade de trutas (*Salmo gairdneri*) expostas a lodo de ETA (contendo sulfato de alumínio) e em diversas faixas de pH pode ser atribuída ao estresse provocado por

partículas coloidais, ou ao estresse induzido pelo Al associado a acidez, ou ainda, a alta alcalinidade (pH 10,0). Quando o pH da água se situava entre 7,0 e 9,0 não foi observado nenhum efeito letal aos peixes. Quantidades desprezíveis de alumínio são liberadas do lodo nas faixas de pH em que efluentes de ETAs são lançados nos corpos receptores, e que quando a turbidez é baixa, o Al não é tóxico nem mesmo em baixos valores de pH.

Em relação à toxicidade do efluente da ETA-1, em termos de efeito agudo, este lodo apresentou, em geral, apenas indícios de toxicidade, que foi observada em um único teste com dafnídeos (Tabela B-4). É provável que o lançamento diário deste tipo de lodo, associado a fatores como alta dureza, pH alcalino e complexação de metais com sólidos reduzam a toxicidade aguda destes efluentes.

A USEPA (1991) recomenda que se utilize mais de um grupo de organismos quando se pretende determinar os efeitos ecológicos de uma mistura complexa, devido à variação da tolerância apresentada aos constituintes de um efluente. Embora tenha se detectado poucos efeitos agudos provocados pelos lodos das ETAs às espécies estudadas, foi bastante oportuno utilizar vários organismos-teste, pois os mesmos se mostraram bastante diferentes em relação à sensibilidade ao lodo, e a utilização de uma única espécie poderia ter levado a conclusões errôneas a respeito da toxicidade dos lodos.

6.8.4 Toxicidade crônica do lodo das ETA-1 e ETA-2 à *D. similis*

Nos testes de toxicidade crônica, os organismos-teste são expostos continuamente ao agente tóxico por um período de tempo suficiente para controlar o crescimento e desenvolvimento, até atingirem a maturidade sexual e produzirem descendentes. Cada lote de organismos é exposto a diferentes concentrações sub-letais do material-teste, e observações são realizadas continuamente, objetivando estimar a mortalidade, o crescimento, o desenvolvimento da maturidade sexual e a fecundidade e compará-las com o lote controle. Portanto, neste tipo de teste, os organismos são expostos durante todo o ciclo de vida, ou pelo menos por uma parte

significativa deste, que pode se iniciar com o recém-nascido até o estágio de primeira maturação, com ovos ou zigotos, ou larvas até a obtenção da maturidade sexual e reprodução (RAND & PETROCELLI, 1985).

A duração de um teste de toxicidade crônica varia de acordo com a espécie testada. Para RAND & PETROCELLI (op. cit.) a duração de um teste crônico com *Daphnia magna* é de aproximadamente 21 dias. BURTON & MacPHERSON (1995) apontam que o teste de toxicidade crônica (ciclo de vida parcial) com *C. dubia* e *D. magna* deve ser conduzido por 7 dias ou até que 60% dos organismos do controle tenha gerado a terceira geração de neonatas. Neste trabalho, adotou-se as técnicas sugeridas por BURTON & MacPHERSON (op. cit.).

Os testes de toxicidade crônica com lodos das ETAs indicaram algum tipo de efeito crônico que pôde ser evidenciado na reprodução (menor produção de neonatas em relação ao controle, conforme Tabela A-16 e Figuras 6.61 a 6.64) e alta taxa de mortalidade (Tabela A-15 e Figuras 6.65 a 6.68), particularmente com o lodo da ETA-1.

Com exceção da ETA-2 no período chuvoso (Tabela A-16), em que os tratamentos (25, 50 e 75%) com lodo apresentaram produções de neonatas equivalentes ou superiores ao controle, nos demais ensaios verificou-se efeitos deletérios dos lodos, que puderam ser detectados através do reduzido número de descendentes produzidos quando comparados com o controle (Figuras 6.61 a 6.64).

Em relação à coleta de fevereiro/99, nos tratamentos da ETA-2 observou-se que o total de neonatas foi equivalente ou superior ao controle (Figura 6.63), devido a qualidade da cultura de dafnídeos, que na ocasião apresentava um certo declínio no crescimento, resultante da qualidade e quantidade de alimento (algas) que era oferecido aos organismos, tanto durante a manutenção dos organismos quanto durante os testes, ou seja, ocorreram problemas técnicos no cultivo das algas que serviam como alimento para as culturas. Provavelmente o lodo da ETA-2 tenha contribuído com algum tipo de nutriente (matéria orgânica ou microrganismos) para os organismos-teste.

Parece que a matéria orgânica e microrganismos contidos no lodo da ETA-2 favoreceram, de certa forma, o desenvolvimento e reprodução dos organismos, particularmente no tratamento ETA-2 (25%). Estes nutrientes se concentravam no lodo devido ao longo período em que o mesmo permanecia armazenado na canaleta, onde eram realizadas as coletas.

STEWART & KONESTSKY (1998) realizaram experimentos visando determinar a importância da qualidade da água e do alimento como fatores que influenciavam a longevidade e a reprodução de *Ceriodaphnia dubia*. De acordo com os resultados, *C. dubia* parece ser insensível a fatores gerais da qualidade da água mas bastante sensível a qualidade e quantidade de alimento disponíveis.

Ainda segundo os autores citados anteriormente, os dafnídeos podem obter energia da matéria orgânica sob várias formas. *Ceriodaphnia dubia* pode sobreviver e se reproduzir em águas de brejos que são relativamente ricas em bactérias e pobres em fitoplâncton. ANDERSON & BENKE (1994) afirmam que estes organismos podem utilizar matéria orgânica dissolvida como fonte de alimento, obtidas das partículas de argila de sedimentos. Segundo KIRK & GILBERT (1990) vários estudos também indicam que tanto a qualidade como a quantidade de algas disponíveis como alimento podem influenciar o crescimento e a reprodução de dafnídeos.

De acordo com BURTON & MacPHERSON (1995), dafnídeos são organismos muito sensíveis e sua “saúde” é facilmente afetada pela dieta e meio de cultura utilizados. Portanto, as culturas são propensas a “crises” periódicas. Talvez esta seja a causa das diferenças observadas neste trabalho, quanto a produção de neonatas, principalmente nos bioensaios de agosto/98 e fevereiro/99 (Tabela A-16).

Uma outra hipótese para a redução da toxicidade do lodo da ETA-2 no período chuvoso, relaciona-se com o fato do lodo permanecer por longo período na canaleta de distribuição (tempo de estocagem de até 1 ano), pois a lavagem da mesma requer a paralisação de toda a estação de tratamento. Portanto, ao permanecer retido na canaleta por um longo período, e dependendo das condições físicas e

químicas do meio, o alumínio contido no lodo poderia torna-se solúvel na própria água de abastecimento, reduzindo desta forma a toxicidade do lodo.

Em relação a ETA-1, constatou-se que, de um modo geral, as maiores produções de neonatas ocorreram nas concentrações mais baixas de lodo (Tabelas A-19, B-21, B-23 e figuras 6.62 a 6.64), exceção feita a coleta de junho/98 (Tabela A-17 e Figura 6.61), que não apresentou este padrão. Já a ETA-2 não apresentou um comportamento claramente definido (Tabelas A-17, A-21, A-23 e Figuras 6.61, 6.63 e 6.64).

FIGURA 6.61 - Produção de neonatas de *D. similis* durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de junho/98. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas e "contr." representa o controle.

FIGURA 6.62 - Produção de neonatas de *D. similis* durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1, na coleta de agosto/98. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas e "contr." representa o controle.

FIGURA 6.63 - Produção de neonatas de *D. similis* durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de fevereiro/99. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas e "contr." representa o controle.

FIGURA 6.64 - Produção de neonatas de *D. similis* durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de maio/99. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas e "contr." representa o controle.

Os tratamentos com o lodo da ETA-1 sempre apresentaram um total de neonatas inferiores ao controle, e as causas prováveis da baixa produção podem ser atribuídos a presença de alguma substância no lodo que tenha um efeito inibitório na reprodução, ou ainda, a ausência de nutrientes que complementariam o alimento adicionado durante o teste, tal como o lodo da ETA-2. Essa ausência de nutrientes (microrganismos) se deve ao curto período de estocagem do lodo, em função do lançamento da ETA-1 ser diário.

Apenas na coleta de junho/98 (Tabela A-17 e Figura 6.61), a produção de neonatas da ETA-1 foi superior a da ETA-2. Parece que a retenção do lodo da ETA-

2, na canaleta de distribuição, favorece o desenvolvimento de microrganismos ou altera a biodisponibilidade da matéria orgânica contida neste lodo.

Quanto aos altos índices de mortalidade que ocorreram no ensaio de junho/98 (Tabela A-17 e Figura 6.65) nos tratamentos da ETA-2, ao final do teste, podem ser resultantes de eventuais contaminações do lodo por metais, que podem ter se tornado disponíveis no meio. De acordo com USEPA (1994), sedimentos ou resíduos contaminados por metais podem sofrer modificações provenientes de processos de oxidação, redução ou metabolismo microbiano.

FIGURA 6.65 - Percentual de mortalidade de *D. similis* durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de junho/98. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas e "contr." representa o controle.

FIGURA 6.66 - Percentual de mortalidade de *D. similis* durante o teste de toxicidade crônica com lodo da ETA-1, na coleta de agosto/98. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas e "contr." representa o controle.

FIGURA 6.67 - Percentual de mortalidade de *D. similis* durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de fevereiro/99. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas e "contr." representa o controle.

FIGURA 6.68 - Percentual de mortalidade de *D. similis* durante o teste de toxicidade crônica com amostras de lodo da ETA-1 e ETA-2, na coleta de fevereiro/99. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas e "contr." representa o controle.

Em relação ao lodo da ETA-1, observou-se uma taxa de mortalidade, ao final dos ensaios, que variou de 10 a 60% (Tabelas A-17, A-19, A-21 e A-23 e Figuras 6.65 a 6.68), sendo que os maiores percentuais de mortalidade em fevereiro e maio/99 ocorreram sempre no tratamento ETA-75%. Os resultados dos testes de toxicidade crônica indicaram que o lodo da ETA-1 apresentou efeito crônico em *D. similis*, o qual pode ser observado pela taxa de mortalidade e menor produção de neonatas em relação ao controle (Tabelas A-17, A-19, A-21 e A-23 e Figuras 6.61 a 6.68).

O efeito crônico do lodo da ETA-2 foi melhor evidenciado pela menor produção de neonatas (Figuras 6.61 e 6.64) em relação ao controle (com exceção feita ao ensaio de fevereiro/99). Altos índices de mortalidade ocorreram apenas no teste de jun/98 (Figura 6.65) e provavelmente foram ocasionais (Tabelas A-17, A-21 e A-23 e Figuras 6.67 e 6.68).

Os resultados obtidos no teste de toxicidade crônica com *D. similis* no presente estudo, corroboram aqueles citados por HALL & HALL (1989) que estudaram a toxicidade crônica de lodo de ETA (contendo sulfato de alumínio) a *C. dubia*, toxicidade evidenciada pelo atraso na produção de neonatas.

Em síntese, apesar dos lodos das duas ETAs, em geral, não terem causado efeito agudo em *Daphnia similis* e nos outros organismos estudados (peixes e quironomídeos), ambos causaram efeitos crônicos à *D. similis*, efeitos que se evidenciaram através de uma menor produção de neonatas para ETA-2, e de uma menor produção de neonatas e alta taxa de mortalidade para a ETA-1. Portanto, nem sempre a toxicidade aguda reflete o potencial deletério de um efluente complexo, sendo então imprescindível a realização de testes de toxicidade crônica, os quais complementam a avaliação ou monitoramento ambiental, do ponto de vista biológico.

6.9 Testes de sensibilidade dos organismos

A utilização de substâncias tóxicas de referência possibilita a avaliação do estado fisiológico dos organismos utilizados nos testes de toxicidade.

Dependendo das condições de cultivo dos organismos podem ocorrer variações nos resultados. Para a manutenção dos organismos empregados nos testes, fatores como qualidade da água de cultivo (pH, dureza, condutividade, oxigênio dissolvido), qualidade e quantidade de alimento oferecido, temperatura, entre outros, são extremamente relevantes. Segundo BOHRER (1995), a utilização de substâncias

de referência para avaliar a sensibilidade dos organismos permite a observação das condições de linhagens ou estoques de laboratório, levando a uma maior credibilidade nos resultados dos testes.

De acordo com a ABNT (1990) deve ser avaliada a sensibilidade de cada lote de peixe coletado através da determinação da CL(I)50 (concentração do agente tóxico, no início do teste, que causa letalidade a 50% dos organismos-teste), com uma substância de referência. O valor da CL(I)50, 24 h obtido deve estar compreendido num intervalo de $\pm 2 \sigma$ (σ = desvio padrão) em relação aos valores médios anteriormente obtidos para a mesma espécie.

Os resultados obtidos nos testes de sensibilidade ao dicromato de potássio para *D. similis* (Tabela A-29) praticamente se enquadraram na faixa de sensibilidade previamente estabelecida por ZAGATTO (1988) ou seja, 0,04 – 0,17 mg/L, com exceção dos meses de junho e agosto/98.

Os valores da CL50 para *C. xanthus* (Tabela A-30), também se enquadraram na faixa de sensibilidade (2,6 – 6,4 g/L) citada por FONSECA (1997).

Quanto aos peixes (Tabela A-31), os valores obtidos para CL50 para as espécies *H. eques* e *S. stenodon* também se enquadraram nas faixas de sensibilidade citada por MELETTI (1997), as quais são , respectivamente, 24,49 a 47,13 mg/L e 44,72 a 64,92 mg/L. Entretanto, os valores da CL50 para *D. rerio* foram superiores aos citados por TONISSI (1999) para a mesma espécie (35,35 a 53,37 mg/L).

Os dados obtidos neste trabalho corroboraram aqueles citados por MELETTI (1997) de que a espécie *H. eques* apresenta grande sensibilidade e, portanto, é bastante indicada para testes de toxicidade. Além disso, apresenta boa capacidade de adaptação às condições de laboratório, sendo facilmente encontrada em estações ou reservas ecológicas da região, ou mesmo em lojas de peixes ornamentais. As espécies *S. stenodon* e *D. rerio* apresentaram maior resistência à substância de referência, sendo portanto menos indicadas para testes de toxicidade, pelo menos no estágio de vida em que foram utilizadas.

6.10 Biometria de peixes

O resumo dos dados biométricos das espécies *D. rerio*, *S. stenodon* e *H. eques* está representado na Tabela A-32. A massa média da espécie *D. rerio* praticamente não variou entre os testes de toxicidade de junho e agosto/98 e a média foi bem semelhante àquela obtida por TONISSI (1999), indicando a homogeneidade dos lotes utilizados. Destaca-se, entretanto, que esta espécie era adquirida em lojas de peixes ornamentais, sendo os mesmos criados em cativeiro e selecionados por tamanho, daí a maior homogeneidade de tamanho e massa.

A espécie *H. eques* apresentou maior variabilidade na média das massas nos testes de toxicidade de junho/98, fevereiro e maio/99, ou seja, as médias se situaram entre 0,23 a 0,33 g. MELETTI (1997) também obteve uma massa média para a mesma espécie situada no intervalo encontrado neste trabalho. Como a espécie *H. eques* era obtida na Reserva Ecológica de Jataí, é natural que a mesma apresente maior variabilidade de tamanho, tendo em vista os diversos fatores que afetam as distribuições espacial e temporal dos organismos. Mas apesar das variações de tamanho refletidas através da massa, a espécie *H. eques* demonstrou uma grande sensibilidade a substância de referência e em algumas ocasiões aos lodos das ETAs, sendo, portanto, bastante indicada para a realização de testes de toxicidade.

7. CONCLUSÕES

Os testes de toxicidade aguda e crônica realizados com lodos das ETA-1 (Águas do Paiol) e ETA-2 (SAAE) utilizando microcrustáceos, quironomídeos e peixes como organismos-teste, e os resultados físicos, químicos e biológicos obtidos permitiram concluir que:

- ✓ Os lodos das duas ETAs (Águas do Paiol e SAAE), em geral, não causaram toxicidade aguda, mas sim indícios de toxicidade a microcrustáceos (*Daphnia similis*), quironomídeos (*Chironomus xanthus*) e peixes (*Hyphessobrycon eques*, *Danio rerio* e *Serrapimius stenodon*).
- ✓ O lodo da ETA-1 (Águas do Paiol) causou toxicidade crônica aos microcrustáceos (*Daphnia similis*), sendo que os efeitos crônicos foram evidenciados na reprodução (menor número de neonatas em relação ao controle) e alta taxa de mortalidade ao final do teste.
- ✓ O lodo da ETA-2 (SAAE) causou toxicidade crônica aos microcrustáceos (*Daphnia similis*) e os efeitos crônicos se refletiram apenas na reprodução (menor produção de neonatas em relação ao controle).
- ✓ Não se constatou variação temporal das toxicidades aguda e crônica dos lodos das duas ETAs nos períodos amostrados (chuvoso e seco).
- ✓ Foi observada variação temporal na caracterização dos lodos e água dos corpos receptores, em relação aos seguintes parâmetros: pH, turbidez, série de sólidos, nutrientes (N e P), sendo que as maiores concentrações foram observadas no período chuvoso. Em relação às concentrações de metais (principalmente Al, Mn,

e Fe) no lodo ocorreram variações nos dois períodos, mas sem um padrão definido. No sedimento, observou-se maiores concentrações de metais (Fe, Mn, Cu e Al) no período seco, enquanto que na água dos corpos receptores foram observadas maiores concentrações de Fe e Al no período chuvoso.

- ✓ Os lodos das ETAs (Águas do Paiol e SAAE) causaram efeitos adversos à fauna bentônica, evidenciados pela predominância de Diptera nos pontos de lançamento das ETAs nos corpos receptores. Entretanto, estudos mais conclusivos relativos ao impacto dos lodos aos bentos devem ser desenvolvidos.
- ✓ Os testes de toxicidade foram ferramentas bastante importantes para a avaliação dos efeitos tóxicos dos lodos, particularmente os testes de toxicidade crônica.
- ✓ A utilização de diferentes organismos nos bioensaios foi de extrema relevância, sobretudo, para indicar as variações na sensibilidade dos organismos, observando-se maior sensibilidade para a espécie *H. eques* e menor para *C. xanthus* nos testes de toxicidade aguda.
- ✓ Tanto o lodo contendo cloreto férrico (ETA-1) quanto o lodo contendo sulfato de alumínio (ETA-2) causaram toxicidade crônica a *Daphnia similis*, porém, o primeiro demonstrou maior efeito deletério refletido através de altas taxas de mortalidade ao final do bioensaio.
- ✓ A elevada quantidade de sólidos, a alta turbidez, as altas concentrações de metais, a alta DQO são os principais parâmetros que comprometem o lançamento dos lodos das ETAs nos corpos receptores estudados. Os lançamentos destes efluentes contribuem para aumentar a degradação do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho e desrespeitam a Resolução nº 20 do CONAMA/de 18 de junho de 1986 (artigo 21), principalmente em relação ao teor de sólidos sedimentáveis lançado, e ainda a Lei de Crimes Ambientais (lei nº 9.605 de 12/02/98), artigo 54.
- ✓ Os órgãos de controle ambiental e os responsáveis pelas ETAs devem avaliar a atual forma de disposição dos lodos, tendo em vista que o lançamento em corpos receptores prejudica à biota aquática (fato evidenciado principalmente pelos

testes de toxicidade crônica com *D. similis*) e degrada ainda mais a qualidade da água e sedimento dos corpos receptores.

8. RECOMENDAÇÕES

- ✓ Que sejam estudados os efeitos tóxicos dos lodos de ETAs às algas, que representam o primeiro elo da cadeia alimentar.
- ✓ Que se avalie efetivamente os efeitos do lodo de ETAs à comunidade bentônica em uma abordagem temporal e espacial.
- ✓ Que sejam estudadas formas alternativas de tratamento e disposição de lodos de ETAs, visando redução do volume de resíduos lançados e dos impactos causados ao meio ambiente.
- ✓ Que os gerenciadores das ETAs respeitem a legislação vigente (Resolução nº 20 do CONAMA/de 18 de junho de 1986 (artigo 21) e a Lei de Crimes Ambientais, lei nº 9.605 de 12/02/98 (artigo 54), tendo em vista que as estações de tratamento de água geram grandes quantidades de resíduos que degradam os corpos receptores e que necessitam de tratamento e não apenas de descarte nos ecossistemas aquáticos.

ANEXO A

TABELA A-1 - Valores de precipitação (alturas diárias de chuva – mm) no período de estudo na região de São Carlos.

DIA	1998					1999				
	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI
1	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	2,2	0,5	0,3	0,0
2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	47,5	0,0	2,8	0,0	0,0
3	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,4	0,6	0,0	0,0
4	0,0	0,0	0,0	0,5	3,2	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0
5	2,4	2,0	2,8	0,0	24,2	0,2	5,4	0,0	0,0	0,0
6	6,6	0,8	15,5	0,0	14,8	35,0	1,4	0,0	0,0	0,0
7	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	118,0	0,0	9,1	0,0	36,2
8	0,0	5,6	18,8	3,2	0,1	51,6	2,0	11,1	0,4	0,0
9	2,6	17,2	19,2	1,9	37,3	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0
10	11,0	0,1	0,0	0,0	59,9	1,5	22,4	0,0	0,0	0,0
11	0,0	0,0	0,0	2,0	45,0	0,0	0,2	15,8	0,0	0,0
12	0,0	0,0	7,2	0,0	16,8	3,2	0,0	27,8	0,0	0,0
13	0,0	0,0	2,1	0,0	1,5	28,0	7,2	0,0	0,0	0,0
14	0,0	0,0	0,5	8,0	0,0	7,8	52,3	0,0	6,0	0,0
15	0,0	0,0	0,0	0,0	24,0	54,2	3,6	0,0	37,6	0,0
16	0,0	1,6	1,8	0,0	3,1	11,5	0,0	0,0	14,2	0,0
17	0,0	0,0	29,1	0,0	0,6	10,4	7,4	0,0	5,6	0,0
18	0,0	0,0	1,5	0,0	15,8	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
19	0,0	41,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
21	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0
22	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	35,0	0,0	0,0	0,0
23	0,0	0,0	0,0	0,0	7,2	11,4	3,8	14,7	0,0	0,0
24	0,0	0,0	0,0	0,0	28,6	0,0	15,8	7,6	0,0	0,0
25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	26,0	0,0	0,0	0,0
26	0,0	0,0	2,6	2,1	1,2	2,0	1,0	3,9	0,0	0,0
27	0,0	2,1	6,5	0,8	0,0	17,6	0,5	0,0	0,0	0,0
28	0,0	11,4	5,2	0,0	7,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
29	0,0	23,7	0,0	0,0	21,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0
30	0,0	3,0	0,0	8,4	0,0	0,0	-	11,0	0,0	4,0
31	0,0	-	5,0	-	0,0	48,0	-	0,0	0,0	0,0
Total	30,6	89,2	117,9	29,6	311,8	470,8	190,9	105,6	58,1	40,2

Fonte: Estação Climatológica do CRHEA-EESC-USP.

TABELA A-2 - Valores de vazão e velocidade de escoamento nos corpos receptores nas coletas de agosto/98, fevereiro/99 e maio/99.

Variável	Agosto/98		Fevereiro/99		Maio/99	
	rib. das	rio	rib. das	rio	rib. das	rio
	Cruzes	Monjolinho	Cruzes	Monjolinho	Cruzes	Monjolinho
Vazão m³/s	0,424	-	1,065	2,553	0,470	1,226
Velocidade média m/s	0,41	-	0,50	0,81	0,34	0,60

TABELA A-3 - Características físicas e químicas de amostras de água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, coletadas em 25//03/98 e 22/06/98, nos pontos P-2 (lançamento da ETA-1) e P-1 (a montante do lançamento) e P-1 (lançamento da ETA-2).

Parâmetro	março/98			junho/98		
	rib. Cruzes		rio Monj.	rib. Cruzes		rio Monj.
	P-1	P-2	P-1	P-1	P-2	P-1
pH	6,4	6,5	6,6	6,3	6,4	6,5
cond. (µS/cm)	48,0	48,0	69,0	42,0	45,0	63,0
OD (mg/L)	7,7	8,2	8,1	6,0	6,8	7,3
T (°C)	25,4	24,5	24,5	18,2	18,3	18,5

TABELA A-4 - Características físicas e químicas de amostras de água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, coletadas em 22//02/99, nos pontos P-2 (lançamento da ETA-1) e P-1 (a montante do lançamento) e P-1 (lançamento da ETA-2).

Parâmetro	ribeirão das Cruzes		rio Monjolinho
	P-1	P-2	P-1
pH	9,5	9,5	9,6
Condutividade - $\mu\text{S}/\text{cm}$	48,0	48,0	71,0
Turbidez - uT	292,0	332,0	143,0
Oxigênio dissolvido - mg/L	8,2	8,4	8,2
Temperatura - $^{\circ}\text{C}$	23,4	23,3	22,9
Material em susp. total - mg/L	77,97	151,25	104,44
Material em susp. inorg. - mg/L	67,56	127,80	86,88
Material em susp. org. - mg/L	10,41	23,45	17,56
Sólidos sedimentáveis - mL/L	0,4	4,0	0,6
Cor - uH	1.435,0	1.600,0	795,0
DQO - mg/L	17,0	22,0	30,0
DBO - mg/L	1,76	2,03	3,95
Alcalinidade - $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$	19,13	17,71	24,85
Dureza - $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$	25,68	29,96	25,68
Nitrogênio org. total - mg/L	0,76	0,79	2,05
Nitrato - $\mu\text{g}/\text{L}$	179,18	187,81	429,85
Nitrito - $\mu\text{g}/\text{L}$	10,13	9,88	22,85
Amônia - $\mu\text{g}/\text{L}$	70,90	67,81	383,83
Fósforo total - $\mu\text{g}/\text{L}$	82,61	78,42	47,07
Fosfato total - $\mu\text{g}/\text{L}$	28,34	26,35	25,64
Fosfato inorgânico - $\mu\text{g}/\text{L}$	11,76	8,82	8,80
Fosfato orgânico - $\mu\text{g}/\text{L}$	16,58	17,53	16,84

TABELA A-5 - Características físicas e químicas de amostras de água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, coletadas em 11/05/99, nos pontos P-2 (lançamento da ETA-1) e P-1 (a montante do lançamento) e P-1 (lançamento da ETA-2).

Parâmetro	ribeirão das Cruzes		rio Monjolinho
	P-1	P-2	P-1
pH	6,4	6,6	6,6
Condutividade - $\mu\text{S}/\text{cm}$	44,0	66,0	57,0
Turbidez - uT	25,0	52,0	45,0
Oxigênio dissolvido - mg/L	8,1	8,1	8,6
Temperatura - $^{\circ}\text{C}$	19,8	20,1	19,5
Material em susp. total - mg/L	13,8	37,6	10,0
Material em susp. inorg. - mg/L	10,6	28,3	7,0
Material em susp. org. - mg/L	3,2	9,2	3,0
Sólidos sedimentáveis - mL/L	0,1	6,0	0,5
Cor - uH	196,0	560,0	130,0
DQO - mg/L	9,0	17,0	6,0
DBO - mg/L	1,46	0,94	2,02
Alcalinidade - $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$	21,15	27,90	19,75
Dureza - $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$	20,80	24,96	29,12
Nitrogênio org. total - mg/L	0,33	0,16	0,57
Nitrato - $\mu\text{g}/\text{L}$	196,91	19,81	203,30
Nitrito - $\mu\text{g}/\text{L}$	5,77	4,43	49,04
Amônia - $\mu\text{g}/\text{L}$	61,18	108,58	241,13
Fósforo total - $\mu\text{g}/\text{L}$	54,46	58,65	4,34
Fosfato total - $\mu\text{g}/\text{L}$	6,59	7,08	31,18
Fosfato inorgânico - $\mu\text{g}/\text{L}$	3,46	3,53	22,84
Fosfato orgânico - $\mu\text{g}/\text{L}$	3,13	3,55	8,34

TABELA A-6 - Características físicas e químicas de amostras do lodo das ETA-1 e ETA-2, coletadas em 22/02/99.

Parâmetro	Lodo da ETA-1	Lodo da ETA-2
pH	10,6	9,8
Condutividade - $\mu\text{S}/\text{cm}$	168,0	59,0
Turbidez - uT	4.500	71.300
Oxigênio dissolvido - mg/L	5,7	8,3
Temperatura - $^{\circ}\text{C}$	24,7	22,9
Sólidos totais - mg/L	5.074	52.345
Sólidos totais fixos - mg/L	3.878	39.075
Sólidos totais voláteis - mg/L	1.196	13.270
Sólidos suspensos -mg/L	4.600	50.920
Sólidos suspensos fixos - mg/L	3.960	39.910
Sólidos suspensos voláteis - mg/L	640	11.010
Sólidos sedimentáveis - mL/L	825	700
DQO - mg/L	558	20.500
Dureza - mg CaCO_3/L^*	81,32	68,48
Nitrogênio total - mg/L*	1,15	19, 90
Fósforo total - mg/L*	33,30	75,22

(*) Medidas feitas do sobrenadante do lodo

TABELA A-7 - Características físicas e químicas de amostras do lodo das ETA-1 e ETA-2, coletadas em 11/05/99.

Parâmetro	Lodo da ETA-1	Lodo da ETA-2
pH	6,8	6,2
Condutividade - $\mu\text{S/cm}$	154,7	166,0
Turbidez - uT	897	49.200
Oxigênio dissolvido - mg/L	6,3	6,0
Temperatura - $^{\circ}\text{C}$	19,2	21,5
Sólidos totais - mg/L	2.132	29.595
Sólidos totais fixos - mg/L	1.510	22.207
Sólidos totais voláteis - mg/L	622	7.388
Sólidos suspensos - mg/L	2.110	14.633
Sólidos suspensos fixos - mg/L	1.790	11.033
Sólidos suspensos voláteis - mg/L	320	3.600
Sólidos sedimentáveis - mL/L	730	850
DQO - mg/L	238	11.380
Dureza - mg CaCO_3/L^*	54,08	93,60
Nitrogênio total - mg/L*	0,17	6,90
Fósforo total - mg/L*	51,86	54,06

(*) Medidas feitas do sobrenadante do lodo

TABELA A-8 - Valores da concentração de metais (mg/kg) nos lodos das ETAs.

lodo	Data	Metais (mg/kg)								
		Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr	Al
Eta-1	18/8/98	125,0	54,0	ND	90,0	145.500,0	366,0	61,0	44,0	162.165,0
Eta-1	22/2/99	31,5	48,0	ND	78,0	299.500,0	910,0	34,0	42,0	95.773,0
Eta-2	22/2/99	64,0	56,0	ND	50,0	130.500,0	1485,0	70,0	34,5	171.769,0
Eta-1	11/5/99	39,5	46,0	ND	50,0	124.000,0	1265,0	57,0	34,0	146.224,0
Eta-2	11/5/99	29,0	75,0	ND	79,5	392.500,0	1415,0	24,0	38,5	57.730,0

OBS: ND = não detectado

TABELA A-9 - Valores da concentração de metais (mg/kg) nos sedimentos dos corpos receptores.

sedimento	Data	Metais (mg/kg)								
		Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr	Al
RC P-1	18/8/98	8,5	ND	ND	ND	12.150,0	62,5	12,0	9,5	6.829,0
RC P-2	18/8/98	12,0	ND	ND	5,5	15.700,0	51,5	13,5	4,5	13.814,0
RC P-1	22/2/99	5,5	ND	ND	ND	9.750,0	37,0	8,5	4,0	7.216,0
RC P-2	22/2/99	18,5	ND	ND	6,5	12.050,0	64,5	24,0	13,0	8.223,0
M P-1	22/2/99	32,5	4,5	ND	10,5	35.750,0	131,5	49,0	16,5	42.110,0
RC P-1	11/5/99	11,5	ND	ND	2,5	27.050,0	59,5	14,5	4,5	24.476,0
RC P-2	11/5/99	19,5	ND	ND	17,5	164.000,0	96,0	34,5	4,5	48.246,0
M P-1	11/5/99	36,0	ND	ND	10,5	380.500,0	200,5	49,0	9,0	49.314,0

OBS: ND = não detectado

TABELA A-10 - Valores da concentração de metais (mg/L) na água dos corpos receptores.

água	Data	Metais (mg/L)								
		Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr	Al
RC P-1	18/8/98	0,06	ND	ND	ND	5,80	0,07	0,05	0,09	52,93
RC P-2	18/8/98	0,09	ND	ND	ND	28,50	0,21	0,10	0,08	88,59
RC P-1	22/2/99	0,08	ND	ND	ND	6,40	0,05	0,06	0,09	15,10
RC P-2	22/2/99	0,07	ND	ND	ND	18,00	0,06	0,09	0,09	17,13
M P-1	22/2/99	0,09	ND	ND	ND	12,30	0,05	0,07	0,09	17,11
RC P-1	11/5/99	0,07	ND	ND	ND	3,03	0,07	0,06	0,09	1,99
RC P-2	11/5/99	0,06	ND	ND	ND	9,00	0,06	0,06	0,09	2,85
M P-1	11/5/99	0,09	ND	ND	ND	2,52	0,06	0,05	0,07	2,76

OBS: ND = não detectado

TABELA A-11 - Valores obtidos na análise granulométrica do sedimento dos corpos receptores.

Local	Data	Parâmetro (%)			
		areia	silte	argila	MO
Rib. Cruzes P-1	18/8/98	99,20	-	-	0,8
Rib. Cruzes P-2	18/8/98	97,69	0,61	-	1,7
Rib. Cruzes P-1	22/2/99	98,40	-	-	1,6
Rib. Cruzes P-2	22/2/99	98,79	0,61	-	0,6
Monjolinho P-1	22/2/99	97,70	-	-	2,3
Rib. Cruzes P-1	11/5/99	81,89	0,87	9,04	8,2
Rib. Cruzes P-2	11/5/99	95,35	0,51	2,34	1,8
Monjolinho P-1	11/5/99	86,59	0,41	9,70	3,3

TABELA A-12 - Valores de densidade numérica (org/m²) e abundância relativa (%) de invertebrados bentônicos no ribeirão das Cruzes em 18/08/98.

Taxa	Densidade Numérica org/m ²		Abundância Relativa %	
	P-1	P-2	P-1	P-2
Odonata	0	15	0,00	0,31
Hirudinea	474	74	32,31	1,55
Oligochaeta	267	326	18,20	6,85
Gastropoda	74	0	5,04	0,00
Diptera				
Chironomidae	652	4.326	44,44	90,96
Psychodidae	0	15	0,00	0,31

TABELA A-13 - Valores de densidade numérica (org/m²) e abundância relativa (%) de invertebrados bentônicos no ribeirão das Cruzes em 06/05/99.

Taxa	Densidade Numérica org/m ²		Abundância Relativa %	
	P-1	P-2	P-1	P-2
Odonata	0	0	0,00	0,00
Hirudinea	0	0	0,00	0,00
Oligochaeta	15	0	8,43	0,00
Gastropoda	0	0	0,00	0,00
Diptera				
Chironomidae	163	9.259	91,57	99,84
Psychodidae	0	15	0,00	0,16

TABELA A-14 - Valores de densidade numérica (org/m²) e abundância relativa (%) de invertebrados bentônicos no rio Monjolinho em 06/05/99.

Taxa	Densidade Numérica org/m ²	Abundância Relativa %
	P-1	P-1
Odonata	0	0,00
Hirudinea	15	0,12
Oligochaeta	74	0,62
Gastropoda	0	0,00
Diptera		
Chironomidae	11.852	99,25
Psychodidae	0	0,00

TABELA A-15 - Síntese do percentual de mortalidade observada durante os testes de toxicidade crônica com lodos de ETAs e *D. similis*.

tratamento	% de mortalidade			
	junho/98	agosto/98	fevereiro/99	maio/99
controle	0,0	20,0	20,0	10,0
ETA-1				
25%	10,0	20,0	30,0	0,0
50%	10,0	40,0	10,0	20,0
75%	0,0	40,0	60,0	40,0
ETA-2				
25%	80,0	-	0,0	0,0
50%	80,0	-	10,0	0,0
75%	40,0	-	20,0	0,0

TABELA A-16 - Síntese da produção de neonatas observada durante os testes de toxicidade crônica com lodos de ETAs e *D. similis*.

tratamento	total de neonatas			
	junho/98	agosto/98	fevereiro/99	maio/99
controle	378	121	185	368
ETA-1				
25%	196	74	76	222
50%	230	49	44	124
75%	219	47	16	115
ETA-2				
25%	138	-	233	225
50%	210	-	178	148
75%	181	-	188	159

TABELA A-17 - Número total de neonatas produzidas e o percentual de mortalidade de *Daphnia similis* durante o teste de toxicidade crônica (26/06 a 04/07/98).

Tratamento	número total de fêmeas inicial	Número total de fêmeas final	número total de neonatas produzidas	média calculada (Teste de Dunnett)	mortalidade das fêmeas (%)
Controle	10	10	378	37,8	0,0
ETA-1					
25%	10	9	196	22,8*	10,0
50%	10	9	230	23,0*	10,0
75%	10	10	219	21,7*	0,0
ETA-2					
25%	10	2	138	13,8*	80,0
50%	10	2	210	21,0*	80,0
75%	10	6	181	18,8*	40,0

* Médias não diferem significativamente entre si, segundo o Teste de Dunnett (no nível de 5%).

TABELA A-18 - Características físicas e químicas da água monitoradas ao longo do teste de toxicidade crônica com *Daphnia similis* (período 26/06 a 04/07/98)

Tratamento	data	pH	condutividade $\mu\text{S/cm}$	oxigênio dissolvido mg/L	dureza mg CaCO_3/L
Controle	28/06	7,4	149,4	7,5	54,4
ETA-1					
25%		7,3	157,3	6,6	60,8
50%		7,4	150,5	6,7	67,2
75%		7,4	146,0	6,6	76,8
ETA-2					
25%		7,1	181,3	6,1	76,8
50%		7,3	216,0	6,3	102,4
75%		7,2	243,0	5,9	124,8
Controle	30/06	7,1	163,0	7,0	51,2
ETA-1					
25%		7,1	167,0	6,7	57,6
50%		7,3	171,7	6,7	60,8
75%		7,3	173,3	6,7	70,4
ETA-2					
25%		7,1	186,0	6,9	73,6
50%		7,2	202,0	6,7	86,4
75%		7,2	210,0	6,3	92,8
Controle	02/07	7,5	156,3	7,6	51,2
ETA-1					
25%		7,4	157,6	7,6	64,0
50%		7,4	172,8	7,4	70,4
75%		7,5	170,2	7,3	80,0
ETA-2					
25%		7,2	163,5	6,8	60,8
50%		7,3	172,9	6,8	64,0
75%		7,4	184,8	6,7	67,2
Controle	04/07	7,4	206,0	6,9	73,6
ETA-1					
25%		7,4	214,0	6,5	83,2
50%		7,5	211,0	6,8	86,4
75%		7,5	207,0	6,1	89,6
ETA-2					
25%		7,4	222,0	5,8	118,8
50%		7,4	232,0	5,8	172,8
75%		7,4	238,0	5,8	115,2

TABELA A-19 - Número total de neonatas produzidas e o percentual de mortalidade de *Daphnia similis* durante o teste de toxicidade crônica (22 a 29/08/98).

Tratamento	número total de fêmeas inicial	Número total de fêmeas final	número total de neonatas produzidas	média calculada (Teste de Dunnett)	mortalidade das fêmeas (%)
Controle	10	8	121	13,40	10,0
ETA-1					
25%	10	8	74	7,40*	20,0
50%	10	6	49	4,90*	40,0
75%	10	6	47	4,70*	40,0

* Médias não diferem significativamente entre si, segundo o Teste de Dunnett (a nível de 5%)

TABELA A-20 - Características físicas e químicas da água monitoradas ao longo do teste de toxicidade crônica com *Daphnia similis* (período 22 a 29/08/98)

Tratamento	data	pH	condutividade $\mu\text{S/cm}$	OD mg/L	dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$
Controle	24/08	7,4	140,5	-	42,4
ETA-1					
25%		7,7	173,6	-	67,8
50%		7,8	183,5	-	82,7
75%		7,9	201,0	-	97,5
Controle	26/08	7,4	139,5	-	46,2
ETA-1					
25%		7,5	164,6	-	63,0
50%		7,7	182,3	-	77,7
75%		7,7	205,0	-	90,3
Controle	28/08	7,0	134,3	-	44,1
ETA-1					
25%		7,4	153,1	-	58,8
50%		7,5	166,5	-	69,3
75%		7,7	188,9	-	81,9
Controle	29/08	7,1	136,0	-	44,1
ETA-1					
25%		7,4	144,4	-	52,5
50%		7,5	157,6	-	58,8
75%		7,6	168,7	-	69,3

TABELA A-21- Número total de neonatas produzidas e o percentual de mortalidade de *Daphnia similis* durante o teste de toxicidade crônica (23/02 a 05/03/99).

Tratamento	número total de fêmeas inicial	número total de fêmeas final	número total de neonatas produzidas	média calculada (Teste de Dunnett)	Mortalidade das fêmeas (%)
Controle	10	8	185	18,50	10,0
ETA-1					
25%	10	7	76	7,60	30,0
50%	10	9	44	4,40	10,0
75%	10	4	16	1,50	60,0
ETA-2					
25%	10	10	233	23,30*	0,0
50%	10	9	178	17,70*	10,0
75%	10	8	188	18,80*	20,0

* Médias não diferem significativamente entre si, segundo o Teste de Dunnett (no nível de 5%).

TABELA A-22 - Características físicas e químicas da água monitoradas durante o teste de toxicidade crônica com *Daphnia similis* (período de 23/02 a 05/03/99).

Tratamento	data	pH	condutividade $\mu\text{S/cm}$	OD mg/L	dureza mg CaCO_3/L
Controle	25/02	7,0	146,5	7,8	49,2
ETA-1					
25%		7,7	195,0	7,6	79,2
50%		7,4	202,0	7,6	92,0
75%		7,6	219,0	7,5	102,7
ETA-2					
25%		7,3	141,4	7,7	42,8
50%		7,2	142,3	7,7	42,8
75%		7,3	149,8	7,7	42,8
Controle	27/02	7,0	136,2	7,4	46,4
ETA-1					
25%		7,4	202,0	7,4	89,9
50%		7,3	212,0	7,4	100,6
75%		7,6	233,0	7,1	109,1
ETA-2					
25%		7,2	138,3	7,4	44,9
50%		7,1	128,5	7,1	47,1
75%		7,0	130,1	7,4	49,2
Controle	01/03	7,3	134,1	7,6	44,9
ETA-1					
25%		7,7	201,0	7,5	94,2
50%		7,8	214,0	7,5	107,0
75%		7,9	256,0	7,4	111,3
ETA-2					
25%		7,6	138,1	7,4	44,9
50%		7,4	137,2	7,3	47,1
75%		7,2	146,1	7,4	49,2
Controle	03/03	7,4	149,3	7,6	44,9
ETA-1					
25%		7,7	221,0	7,4	96,3
50%		7,8	231,0	7,4	102,7
75%		7,9	244,0	7,4	113,4
ETA-2					
25%		7,6	143,5	7,3	47,9
50%		7,5	150,6	7,3	53,5
75%		7,4	156,2	7,3	53,5
Controle	05/03	7,7	154,1	7,3	47,1
ETA-1					
25%		7,8	215,0	7,1	96,3
50%		7,9	225,0	7,1	102,7
75%		8,0	238,0	7,1	113,4
ETA-2					
25%		7,7	154,1	7,0	51,4
50%		7,5	157,0	7,1	51,4
75%		7,4	163,8	6,5	53,5

TABELA A-23 - Número total de neonatas produzidas e o percentual de mortalidade de *Daphnia similis* durante o teste de toxicidade crônica (12/05 a 21/05/99).

Tratamento	número total de fêmeas inicial	número total de fêmeas final	número total de neonatas produzidas	média calculada (Teste de Dunnett)	Mortalidade das fêmeas (%)
Controle	10	9	368	36,80	10,0
ETA-1					
25%	10	10	222	22,20*	0,0
50%	10	8	124	16,40*	20,0
75%	10	6	115	11,60*	40,0
ETA-2					
25%	10	10	225	22,50*	0,0
50%	10	10	147	14,70*	0,0
75%	10	10	159	15,90*	0,0

* Médias não diferem significativamente entre si, segundo o Teste de Dunnett (no nível de 5%).

TABELA A-24 - Características físicas e químicas da água monitoradas durante o teste de toxicidade crônica com *Daphnia similis* (período de 12/05 a 21/05/99).

Tratamento	data	pH	condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$	OD mg/L	dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$
Controle	14/05	6,9	142,0	7,2	49,9
ETA-1					
25%		7,0	148,0	6,9	62,4
50%		7,0	146,6	6,8	66,6
75%		7,0	143,2	6,7	66,6
ETA-2					
25%		7,0	132,0	6,7	56,2
50%		6,9	146,4	6,6	62,4
75%		7,0	154,6	6,6	91,5
Controle	16/05	7,4	150,0	7,4	49,9
ETA-1					
25%		7,1	161,0	6,8	62,4
50%		7,2	162,5	6,8	66,6
75%		7,3	158,5	6,7	66,6
ETA-2					
25%		7,2	142,7	6,5	52,0
50%		7,1	146,5	6,6	66,6
75%		7,1	149,5	6,4	68,6
Controle	18/05	7,2	144,0	7,2	47,4
ETA-1					
25%		7,2	149,5	6,7	61,8
50%		7,1	154,2	6,7	70,0
75%		7,2	162,1	6,6	76,2
ETA-2					
25%		7,2	135,5	6,5	51,5
50%		7,1	144,9	6,6	55,6
75%		7,0	151,1	6,5	57,7
Controle	20/05	7,1	149,0	7,0	47,4
ETA-1					
25%		7,1	152,1	7,0	57,7
50%		7,1	167,0	7,0	61,8
75%		7,0	164,3	7,1	76,2
ETA-2					
25%		7,0	139,3	6,9	47,4
50%		6,9	149,0	6,5	53,6
75%		6,9	154,1	6,5	63,9
Controle	21/05	7,1	143,5	7,0	49,9
ETA-1					
25%		7,1	140,1	6,9	55,6
50%		7,1	153,9	6,9	61,8
75%		7,2	156,2	6,9	61,8
ETA-2					
25%		7,3	134,0	6,9	51,5
50%		7,2	141,5	6,8	53,6
75%		7,3	142,7	6,8	56,7

TABELA A-25 - Valores do teste estatístico de Dunnett para o teste de toxicidade crônica – *D. similis* (26/06 a 04/07/98).

Tratamento	Média calculada em unidade original	T estatístico	Significância
Controle	37,80		
ETA-1			
25%	22,80	4,148	*
50%	23,00	4,093	*
75%	21,70	4,453	*
ETA-2			
25%	13,80	7,355	*
50%	21,00	5,148	*
75%	18,80	5,822	*

Valor tabelado de Dunnett = 2,15, no nível de 5%.

TABELA A-26 - Valores do teste estatístico de Dunnett para o teste de toxicidade crônica – *D. similis* (22/08 a 29/08/98).

Tratamento	Média calculada em unidade original	T estatístico	Significância
Controle	13,14		
ETA-1			
25%	7,40	3,601	*
50%	4,90	5,101	*
75%	4,70	5,221	*

Valor tabelado de Dunnett = 2,15, no nível de 5%.

TABELA A-27 - Valores do teste estatístico de Dunnett para o teste de toxicidade crônica – *D. similis* (23/02 a 05/03/99).

Tratamento	Média calculada em unidade original	T estatístico	Significância
Controle	18,50		
ETA-1			
25%	7,60	6,635	*
50%	4,40	8,583	*
75%	1,50	10,348	*
ETA-2			
25%	23,30	- 2,348	*
50%	17,70	0,391	*
75%	18,80	- 0,147	*

Valor tabelado de Dunnett = 2,15, no nível de 5%.

TABELA A-28 - Valores do teste estatístico de Dunnett para o teste de toxicidade crônica – *D. similis* (12/05 a 21/05/99).

Tratamento	Média calculada em unidade original	T estatístico	Significância
Controle	36,80		
ETA-1			
25%	22,20	2,517	*
50%	16,40	3,516	*
75%	11,60	4,344	*
ETA-2			
25%	22,50	2,672	*
50%	14,70	4,129	*
75%	15,9k0	3,905	*

Valor tabelado de Dunnett = 2,15, no nível de 5%.

TABELA A-29 - Testes de sensibilidade com *Daphnia similis*, utilizando dicromato de potássio como substância de referência - realizados em 1998 e 1999 (duração do teste = 48 horas).

Teste de sensibilidade com <i>D. similis</i>	Valores de CL_{50} ; 48 h (mg/L)
fevereiro/98	0,064 (0,05-0,08)
junho/98	0,014 (0,01-0,02)
agosto/98	0,021 (0,02-0,03)
fevereiro/99	0,039 (0,03-0,06)
maio/99	0,066 (0,05-0,08)

TABELA A-30 - Testes de sensibilidade com *Chironomus xanthus*, utilizando cloreto de potássio como substância de referência - realizados durante o ano de 1998 (de 1 a 6) e 1999 (7 e 8) - duração dos testes = 96 horas.

Testes de sensibilidade com <i>C. xanthus</i>	Valores de $CE (I)_{50}$; 96 h (mg/L)
1	4,25 (5,02-3,61)
2	5,01 (5,69-4,43)
3	4,31 (5,35-3,48)
4	4,14 (5,08-3,39)
5	3,81 (4,39-3,31)
6	4,16 (4,78-3,63)
7 (fevereiro/99)	3,85 (3,39-4,38)
8 (maio/99)	4,26 (3,83-4,73)

TABELA A-31 - Testes de sensibilidade com peixes (*H. eques*, *S. stenodon* e *D. rerio*), utilizando dicromato de potássio como substância de referência - realizados em 1998 e 1999 (duração do teste = 24 horas).

Data	Valores de CL_{50} ; 24 h (mg/L)		
	<i>H. eques</i>	<i>S. stenodon</i>	<i>D. rerio</i>
junho/98	25,38 (19,29-33,39)	-	90,85 (71,11-116,09)
agosto/98	-	52,33 (43,26-63,31)	68,30 (58,36-79,94)
fevereiro/99	22,89 (14,25-36,79)	-	-
maio/99	23,52 (18,60-29,74)	-	-

TABELA A-32 - Resumo estatístico dos dados biométricos das espécies de peixes utilizadas nos testes de toxicidade nas coletas de 1998 e 1999.

Variáveis	Espécie	Data	Média (Y)	D.P. (yEr±)	E.P.M. (yEr±)	Total org.
Massa(g)	<i>Danio rerio</i>	Jun/98	0,23862	0,07683	0,00953	65
Comprimento total (cm)	<i>Danio rerio</i>	Jun/98	3,31785	0,54102	0,06711	65
Comprimento padrão (cm)	<i>Danio rerio</i>	Jun/98	2,42923	0,24668	0,0306	65
Massa(g)	<i>H. eques</i>	Jun/98	0,31604	0,07351	0,00891	68
Comprimento total (cm)	<i>H. eques</i>	Jun/98	3,19412	0,23301	0,02826	68
Comprimento padrão (cm)	<i>H. eques</i>	Jun/98	2,64412	0,21949	0,02662	68
Massa(g)	<i>Danio rerio</i>	Ago/98	0,22929	0,07022	0,00839	70
Comprimento total (cm)	<i>Danio rerio</i>	Ago/98	3,59	0,34897	0,04171	70
Comprimento padrão (cm)	<i>Danio rerio</i>	Ago/98	2,52857	0,27879	0,03332	70
Massa(g)	<i>S. stenodon</i>	Ago/98	0,11043	0,03274	0,00394	69
Comprimento total (cm)	<i>S. stenodon</i>	Ago/98	2,52464	0,22256	0,02679	69
Comprimento padrão (cm)	<i>S. stenodon</i>	Ago/98	1,98986	0,14767	0,01778	69
Massa(g)	<i>H. eques</i>	Fev/99	0,23508	0,07276	0,00902	65
Comprimento total (cm)	<i>H. eques</i>	Fev/99	2,81385	0,26093	0,03236	65
Comprimento padrão (cm)	<i>H. eques</i>	Fev/99	2,36154	0,21483	0,02665	65
Massa(g)	<i>H. eques</i>	Mai/99	0,33046	0,11342	0,01407	65
Comprimento total (cm)	<i>H. eques</i>	Mai/99	3,05538	0,36998	0,04589	65
Comprimento padrão (cm)	<i>H. eques</i>	Mai/99	2,53538	0,30844	0,03826	65
DP= desvio padrão		ERM= erro padrão médio				

ANEXO B

TABELA B-1 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos) das ETA-1 e ETA-2 e água de manutenção das culturas (25/03 a 27/03/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	40	36	10,0	7,0	7,5	155,0	163,7	42,0	52,5	7,8
ETA-1	40	38	5,0	-	7,8	-	190,3	-	67,2	7,3
ETA-2										
Canaleta	40	33	17,5	-	7,2	-	178,5	-	86,1	6,6
Decantador	40	40	0,0	-	7,3	-	199,8	-	60,9	7,2

TABELA B-2 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos) das ETA-1 e ETA-2 e água de manutenção de culturas (31/03 a 02/04/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	40	37	7,5	7,3	7,1	159,4	157,6	46,2	48,3	7,5
ETA-1	40	40	0,0	-	7,6	-	171,5	-	90,3	6,7
ETA-2										
Canaleta	40	33	17,5	-	7,3	-	156,5	-	52,0	7,1
Decantador	40	40	0,0	-	7,1	-	204,0	-	81,9	6,6

TABELA B-3 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio do Monjolinho e água de manutenção das culturas (25/03 a 27/03/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	40	36	10,0	7,0	7,5	155	164	42	52	7,8
ribeirão das Cruzes - P-1	40	36	10,0	-	7,2	-	147	-	46	7,3
ribeirão das Cruzes - P-2	40	32	20,0		7,1	-	138	-	42	7,0
rio do Monjolinho - P-1	40	34	15,0	-	7,0	-	163	-	52	7,0
rio do Monjolinho - P-2	40	38	5,0	-	7,2	-	173	-	65	6,8

TABELA B-4 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 (23/06 a 25/06/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		Inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	20	18	10,0	7,0	7,2	148,8	151,6	41,6	51,2	7,1
ETA-1										
25%	20	16	20,0	-	7,1	-	148,8	-	48,0	7,1
50%	20	20	0,0	-	7,3	-	135,8	-	51,2	7,0
75%	20	13	35,0	-	7,3	-	128,8	-	51,2	7,0
100%	20	18	10,0	-	7,3	-	119,0	-	51,2	6,8
ETA-2										
25%	20	15	25	-	7,0	-	208,0	-	-	4,7
50%	20	14	30	-	6,9	-	271,0	-	-	4,5
75%	20	8	60	-	7,0	-	326,0	-	-	4,6
100%	20	12	40	-	7,0	-	411,0	-	-	4,4

TABELA B-5 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 e água do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (04 a 06/07/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		Inicial	final	inicial	Final	inicial	final	final
Controle	20	20	0,0	7,5	7,3	165,4	185,5	57,6	54,4	7,3
Água (rib. das Cruzes)	20	20	0,0	7,4	7,4	54,8	69,5	25,6	25,6	7,4
Água (rio Monjolinho)	20	20	0,0	7,0	7,0	81,3	95,6	35,2	32,0	7,0
ETA-1										
25%	20	17	15,0	-	7,2	-	91,3	-	44,8	7,2
50%	20	16	20,0	-	7,3	-	113,7	-	64,0	7,3
75%	20	18	10,0	-	7,4	-	136,7	-	67,2	7,4
ETA-2										
25%	20	18	10,0	-	7,2	-	199,5	-	96,0	7,2
50%	20	20	0,0	-	7,3	-	252,0	-	128,0	7,3
75%	20	20	0,0	-	7,4	-	299,0	-	163,2	7,4

TABELA B-6 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, sendo P-2 o ponto de lançamento dos efluentes das ETAs e P-1 o ponto a montante (01 a 03/07/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		Inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	20	19	5,0	7,3	7,3	147,3	144,8	48,0	51,2	7,3
ribeirão das Cruzes										
P-1	20	20	0,0	-	7,0	-	117,4	-	51,2	7,3
P-2	20	18	10,0	-	7,1	-	146,9	-	54,4	7,1
rio Monjolinho										
P-1	20	16	20,0	-	7,4	-	244,0	-	115,2	4,9
P-2		19	5,0	-	7,3	-	240,0	-	115,2	6,2

TABELA B-7 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Chironomus xanthus* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-1 e ETA-2 (23/06 a 27/06/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		Inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	12	12	0,0	7,3	7,1	37,4	68,7	9,6	16,0	6,3
ETA-1 100%	12	12	0,0	-	7,4	-	135,8	-	70,4	6,4
ETA-2 100%	12	5	60,0	-	7,0	-	370,0	-	102,4	2,8

TABELA B-8 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Chironomus xanthus* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-2, sob diferentes diluições com água de cultivo (04/07 a 08/07/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		Inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	12	12	0,0	7,5	6,4	22,6	42,3	9,6	12,8	3,2
ETA-2										
12%	12	12	0,0		6,7	-	113,3		51,2	3,1
25%	12	10	16,6	-	6,7	-	142,4	-	64,0	2,4
50%	12	11	8,3	-	6,8	-	177,7	-	80,0	2,5

TABELA B-9 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Chironomus xanthus* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio do Monjolinho e água de cultivo (02/07 a 06/07/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	Inicial	final		Inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	10	9	10,0	7,0	6,9	149,0	152,8	44,8	44,8	4,4
ribeirão das Cruzes										
P-1	10	10	0,0	-	6,9	-	148,0	-	41,6	4,3
P-2	10	10	0,0	-	6,9	-	130,4	-	41,6	5,1
rio do Monjolinho										
P-1	10	10	0,0	-	7,0	-	196,3	-	83,2	1,5
P-2	10	10	0,0	-	7,1	-	240,0	-	102,4	2,7

TABELA B-10 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Danio rerio* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-1 e ETA-2, sob diferentes diluições com água de cultivo (23/06 a 27/06/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		Inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	10	9	10,0	7,2	7,2	151,0	155,3	48,0	48,0	6,9
ETA-1										
25%	10	10	0,0	7,3	7,2	135,0	145,2	48,0	51,2	7,2
50%	10	10	0,0	7,4	7,2	125,0	141,9	48,0	54,4	7,0
75%	10	10	0,0	7,4	7,3	110,0	136,6	48,0	64,0	6,9
100%	10	10	0,0	7,4	7,3	92,0	120,5	54,4	69,3	7,1
ETA-2										
25%	10	10	0,0	6,9	7,2	220,0	204,0	-	76,8	5,4
50%	10	10	0,0	7,0	7,4	256,0	228,0	-	112,0	5,6
75%	10	10	0,0	7,1	7,3	294,0	246,0	-	128,0	4,5
100%	10	10	0,0	7,2	7,4	299,0	284,0	-	140,8	4,6

TABELA B-11 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Hyphessobrycon eques* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-1 e ETA-2, sob diferentes diluições com água de cultivo (23/06 a 27/06/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	10	10	0,0	7,2	7,1	151,0	158,0	48,0	48,0	6,9
ETA-1										
25%	10	10	0,0	7,3	7,2	135,0	141,4	48,0	48,0	6,6
50%	10	10	0,0	7,4	7,3	125,0	140,5	48,0	57,6	6,8
75%	10	10	0,0	7,4	7,3	110,0	128,3	48,0	57,6	6,6
100%	10	10	0,0	7,4	7,4	92,0	116,0	54,4	64,0	6,6
100% (aeração)	10	10	0,0	7,0	7,4	110,0	123,4	57,6	67,4	7,6
ETA-2										
25%	10	10	0,0	6,9	7,1	220,0	204,0	-	92,8	5,7
50%	10	10	0,0	7,0	7,2	256,0	250,0	-	118,4	5,3
75%	10	9	10,0	7,1	7,2	294,0	264,0	-	134,4	4,8
100%	10	8	20,0	7,2	7,3	299,0	337,0	-	198,4	3,2
100% (aeração)	10	5	50,0	7,0	7,3	193,0	235,0	-	112,0	4,6

TABELA B-12 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) da ETA-1 (18 a 20/08/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle-	20	19	10,0	7,2	7,4	123,3	132,3	44,0	42,4	-
-										-
25%	20	20	0,0	-	7,5	-	168,1	-	78,4	-
50%	20	17	15,0	-	7,6	-	174,7	-	91,2	-
75%	20	19	10,0	-	7,7	-	190,4	-	93,3	-
100%	20	19	10,0	7,4	7,8	144,6	206,0	74,2	99,6	-

TABELA B-13 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com lodo da ETA-1 (sob diferentes diluições) e amostras de água do ribeirão das Cruzes (21/08 a 23/08/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	20	19	10,0	7,4	7,0	128,0	128,0	44,5	46,6	-
ribeirão das Cruzes										
água P-1	20	20	0,0	7,5	7,5	75,5	75,9	29,7	29,7	-
água P-2	20	20	0,0	7,6	7,0	77,2	74,4	36,0	36,0	-
ETA-1 + água P-1				-						
25%	20	19	10,0	-	7,5	-	102,3	-	46,6	-
50%	20	20	0,0	-	7,6	-	137,2	-	67,8	-
75%	20	20	0,0	-	7,6	-	158,4	-	78,4	-
ETA-1 + água P-2										
25%	20	20	0,0	-	7,6	-	107,3	-	53,0	-
50%	20	20	0,0	-	7,6	-	129,2	-	67,8	-
75%	20	20	0,0	-	7,7	-	149,80	-	76,3	-

TABELA B-14 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento e água do ribeirão das Cruzes (18/08 a 20/08/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	Final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	20	20	0,0	7,2	7,3	123,3	132,7	44,0	46,6	-
ribeirão das Cruzes										-
água P-1	20	20	0,0	7,1	7,6	72,2	76,3	29,7	33,9	-
água P-2	20	20	0,0	7,0	7,5	74,5	76,1	33,9	36,0	-
sedimento P-1	20	17	5,0	-	7,3	-	117,0	-	36,0	-
sedimento P-2	20	13	35,0	-	7,6	-	159,4	-	72,1	-
sedimento + água P-1	20	19	5,0	-	7,1	-	70,6	-	27,6	-
sedimento + água P-2	20	14	30,0	-	7,3	-	74,4	-	31,8	-

TABELA B-15 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Chironomus xanthus* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodo) da ETA-1, sedimento e água do ribeirão das Cruzes (20/08 a 24/08/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	18	16	11,0	7,3	6,3	38,9	52,3	10,6	12,7	-
ETA-1 100%	18	18	0,0	-	7,3	-	218,0	-	112,4	-
sedimento (P-1)	18	16	11,0	-	6,6	-	68,9		16,8	-
sedimento (P-2)	18	18	0,0	-	6,9	-	80,2		29,4	-
água + sedimento P-1	18	14	22,2	-	7,2	-	76,2		35,7	-
água + sedimento P-2	18	15	16,6	-	7,2	-	104,1	-	35,7	-

TABELA B-16 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Danio rerio* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodo) da ETA-1, sob diferentes diluições com água de cultivo e sedimento do ribeirão das Cruzes (20/08 a 24/08/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	10	10	0,0	7,3	7,3	151,0	155,3	48,0	48,0	6,9
ETA-1										
25%	10	10	0,0	-	7,6	135,0	145,2	48,0	51,2	7,2
50%	10	10	0,0	-	7,8	125,0	141,9	48,0	54,4	7,0
75%	10	10	0,0	-	7,8	110,0	136,6	48,0	64,0	6,9
100%	10	10	0,0	7,7	7,8	92,0	120,5	54,4	69,3	7,1
rib. das Cruzes										
sedimento P-1	10	10	0,0	-	7,5	294,0	246,0	-	128,0	4,5
sedimento P-1	10	10	0,0	-	7,1	299,0	284,0	-	140,8	4,6

TABELA B-17 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Serrapinus stenodon* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodo) da ETA-1, sob diferentes diluições com água de cultivo e sedimento do ribeirão das Cruzes e (27 a 31/08/98).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	10	10	0,0	7,3	7,2	145,1	148,7	42,0	46,2	-
ETA-1										
25%	10	10	0,0	-	7,4	-	162,5	-	58,8	-
50%	10	10	0,0	-	7,5	-	161,1	-	67,2	-
75%	10	10	0,0	-	7,6	-	174,8	-	81,9	-
100%	10	10	0,0	7,6	7,7	167,0	190,0	88,2	98,73	-
rib. das Cruzes										
sedimento P-1	10	10	0,0	-	7,3	136,7	128,6	39,9	35,7	-
sedimento P-1	10	10	0,0	-	7,6	167,7	1924,6	58,8	84,0	-

TABELA B-18 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 (25/02 a 27/02/99).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	20	19	10,0	7,3	7,4	102,6	103,0	40,7	42,8	7,0
ETA-1										
25%	20	20	0,0	-	7,6	-	162,2	-	83,5	5,5
50%	20	20	0,0	-	7,6	-	187,2	-	96,3	5,2
75%	20	20	0,0	-	7,6	-	194,0	-	107,0	5,5
100%	20	20	0,0	-	7,6	-	199,3	-	111,0	5,1
ETA-2										
25%	20	20	0,0	-	7,0	-	119,3	-	40,7	5,2
50%	20	20	0,0	-	7,2	-	141,6	-	47,1	5,1
75%	20	20	0,0	-	7,0	-	167,7	-	47,1	5,1
100%	20	20	0,0	-	7,0	-	169,1	-	47,1	5,1

TABELA B-19 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, sendo P-2 o ponto de lançamento dos efluentes das ETAs e P-1 o ponto a montante (26 a 28/02/99).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	Inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	final
Controle	20	20	0,0	7,2	7,1	140,0	138,9	43,4	45,8	7,4
ribeirão das Cruzes										
P-1	20	20	0,0	-	7,0	-	130,0	-	39,5	6,8
P-2	20	20	0,0	-	7,0	-	126,1	-	41,6	6,7
rio Monjolinho										
P-1	20	18	10,0	-	7,0	-	135,8	-	43,7	6,9

TABELA B-20 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Chironomus xanthus* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 (26/02 a 02/03/99).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	12	12	0,0	7,4	6,7	39,3	74,7	12,8	17,1	6,1
ETA-1										
12%	12	12	0,0		6,7	-	111,4	-	42,8	5,9
25%	12	12	0,0	-	7,5	-	136,1	-	57,8	5,9
50%	12	12	0,0	-	7,6	-	140,0	-	59,9	5,8
100%	12	12	0,0	-	7,8	-	246,0	-	117,7	5,8
ETA-2										
12%	12	12	0,0		7,0	-	84,9	-	25,7	5,9
25%	12	12	0,0	-	6,8	-	89,5	-	25,7	5,4
50%	12	12	0,0	-	6,9	-	113,9	-	30,0	5,1
100%	12	9	25,0	-	7,1	-	204,0	-	44,9	4,9

TABELA B-21 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Chironomus xanthus* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, sendo P-2 o ponto de lançamento dos efluentes das ETAs e P-1 o ponto a montante (26/02 a 02/03/99).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	12	12	0,0	7,4	6,7	39,3	74,7	12,8	17,1	6,1
ribeirão das Cruzes										
P-1	12	7	41,7	-	6,7	-	72,8	-	25,7	5,0
P-2	12	11	8,3	-	6,7	-	68,8	-	25,7	4,9
rio Monjolinho										
P-1	12	12	10,0	-	6,8	-	77,3	-	27,8	5,2

TABELA B-22 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Hyphessobrycon eques* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodos) da ETA-1 e ETA-2, e com sedimento dos corpos receptores (04/03 a 08/03/99).

Tratamento	Parâmetro										
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L	
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	10	9	10,0	7,2	7,4	134,5	156,4	42,8	47,1	7,2	7,1
ETA-1											
100%	10	10	0,0	7,7	7,6	202,0	259,0	102,7	132,7	6,6	4,7
ETA-2											
100%	10	4	60,0	6,6	7,0	209,0	187,4	49,2	42,8	4,4	2,8
ribeirão das Cruzes											
P-1	10	10	0,0	7,4	7,1	129,7	127,1	42,8	47,1	6,4	5,1
P-2	10	10	0,0	7,3	7,0	130,1	121,7	42,8	42,8	6,5	5,3
rio Monjolinho											
P-1	10	10	0,0	7,3	7,0	133,2	136,3	40,7	49,2	6,2	5,4

TABELA B-23 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodos sob diferentes diluições) das ETA-1 e ETA-2 (17/05 a 19/05/99).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	20	20	0,0	7,0	7,1	125,8	121,2	45,8	45,3	7,0
ETA-1										
25%	20	20	0,0	-	7,5	-	141,1	-	53,6	7,0
50%	20	20	0,0	-	7,5	-	142,7	-	65,9	6,6
75%	20	20	0,0	-	7,3	-	145,2	-	74,2	6,4
100%	20	17	15,0	-	7,2	-	146,6	-	74,2	6,0
ETA-2										
25%	20	20	0,0	-	7,2	-	127,7	-	55,6	6,0
50%	20	18	10,0	-	7,2	-	132,6	-	61,8	5,8
75%	20	20	0,0	-	7,1	-	141,2	-	68,0	5,7
100%	20	20	0,0	-	7,0	-	131,2	-	76,2	5,5

TABELA B-24 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Daphnia similis* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho, sendo P-2 o ponto de lançamento dos efluentes das ETAs e P-1 o ponto a montante (17 a 19/05/99).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	20	20	0,0	7,0	7,1	125,8	121,2	45,8	45,3	7,0
ribeirão das Cruzes										
P-1	20	20	0,0	-	7,5	-	95,5	-	30,9	6,7
P-2	20	20	0,0	-	7,4	-	134,6	-	45,3	6,2
rio Monjolinho										
P-1	20	17	15,0	-	7,3	-	152,1	-	57,7	6,1

TABELA B-25 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Chironomus xanthus* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (48 horas) com efluentes (lodo 100%) das ETA-1 e ETA-2 e sedimento do ribeirão das Cruzes e do rio Monjolinho (25/05 a 29/05/99).

Tratamento	Parâmetro									
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	
Controle	12	12	0,0	6,8	7,2	73,5	103,5	18,5	22,7	6,0
ribeirão das Cruzes										
P-1	12	12	0,0	-	6,9	-	86,0	-	43,3	4,2
P-2	12	12	0,0	-	6,8	-	143,6	-	39,1	1,7
rio Monjolinho										
P-1	12	12	0,0	-	7,0	-	141,5	-	55,6	3,8
ETA-1 100%	12	12	0,0	-	7,2	-	201,0	-	100,9	5,7
ETA-2 100%	12	12	0,0	-	7,0	-	174,3	-	80,3	4,7

TABELA B-26 - Valores de sobrevivência, percentual de mortalidade de *Hyphessobrycon eques* e variáveis físicas e químicas monitoradas na água durante o teste de toxicidade aguda (96 horas) com efluentes (lodo) da ETA-1 e ETA-2, e com sedimento dos corpos receptores (13/05 a 17/05/99).

Tratamento	Parâmetro										
	Número de organismos		Mortalidade (%)	pH		Condutividade $\mu\text{S/cm}$		Dureza $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$		OD mg/L	
	inicial	final		inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	10	9	10,0	7,3	7,2	152,1	164,6	47,8	52,0	7,3	6,6
ETA-1											
100%	10	9	10,0	7,0	7,5	123,3	194,0	64,5	104,0	6,9	5,7
ETA-2											
100%	10	4	40,0	6,9	7,3	173,2	164,0	93,6	77,0	4,5	4,3
ribeirão das Cruzes											
P-1	10	10	0,0	7,0	7,1	122,2	127,0	31,2	31,2	6,7	5,0
P-2	10	5	50,0	6,8	7,2	140,4	154,3	45,8	47,8	6,0	4,7
rio Monjolinho											
P-1	10	10	0,0	6,9	7,3	159,2	164,0	54,1	64,5	6,1	5,2

ANEXO C

TABELA C-1 - Valores máximos e mínimos de diversas variáveis obtidas por vários autores em amostras de água de rios das bacias do Jacaré-Guaçu e Piracicaba (SP), englobando os períodos de seca e chuvas.

Parâmetro	Autores e locais de estudo								
	SANTOS (1993)	SALAMI (1996)	TEIXEIRA (1993)	CORDEIRO (1993)	GUERESCHI (1995)	SALATI (1996)	SOUZA (1996)	MENDES (1998)	BARRETO (1999)
	Córregos da Água Fria e da Água Quente	Rio Monjolinho	Córregos da Bacia do Feijão	Rio Monjolinho	Rio Monjolinho	Rio Corumbataí	Rios Jaú e Jacaré-Guaçu	Rio Monjolinho	Rio Monjolinho
pH	4,7 a 7,1	4,8 a 7,1	5,5 a 6,6	6,4 a 6,5	6,6 a 7,6	5,4 a 8,0	6,06 a 7,30	6,5 a 8,9	6,8 a 7,9
condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$	13 a 86	-	12 a 200	-	28 a 370	15 a 163	31 a 115	11,5 a 213,0	8,6 a 264,5
Turbidez uT	-	-	-	12 a 18	-	4 a 999	-	-	7 a 267
OD mg/L	4,29 a 10,70	1,90 a 7,70	0,42 a 8,22	-	0,77 a 7,83	0,59 a 9,19	2,14 a 8,94	0,6 a 7,6	1,4 a 7,5
Material em suspensão mg/L	-	3,5 a 118,40	8,20 a 147,18	103,0 a 282,0	2,8 a 43,7	4,07 a 465,00	3,91 a 247,95	-	3 a 270
DBO mg/L	-	1,0 a 77,0	3,53 a 9,64	1,0	0,01 a 176,57	-	-	-	1a 118
DQO mg/L	-	2,0 a 240,0	3,53 a 73,12	12,0	-	-	-	-	1a 221
Alcalinidade mgCaCO_3/L	5,0 a 33,5	-	4,0 a 60,0	-	10,0 a 80,0	8,22 a 47,84	-	-	11,4 a 93,7

TABELA C-1 - Valores máximos e mínimos de diversas variáveis obtidas por vários autores em amostras de água de rios das bacias do Jacaré-Guaçu e Piracicaba (SP), englobando os períodos de seca e chuvas.

Nitrito (NO ₂) µg/L	6,85 a 22,70	-	1,83 a 20,28	-	0,99 a 150,96	0,22 a 75,21	-	-	10,0 a 210,00
Nitrito (NO ₃) µg/L	0,33 a 1,23	-	55,63 a 375,23	-	11,6 a 591,46	44,66 a 674,44	-	-	740,0 - 5510,0
Amônio (NH ₄) µg/L	até 13.409,20	-	17,49 a 5.962,51	-	27,47 a 5489,0	0,44 a 1.003,34	-	-	290,0 - 6920,0
N total mg/L	733,80 a 7.297,00	-	193,07 a 8.669,8	-	645,34 a 7966,72	0,15 a 8,68	-	até 20,0	2300,0 - 13600,0
P total µg/L	-	-	16,30 a 820,03	-	24,81 a 3625,0	26,84 a 1.143,63	-	até 1,70	40,0 - 6170,0
Fosf. inorg µg /L	-	-	3,78 a 53,86	-	3,87a 2521,69	4,69 a 242,18	-	-	0 - 1990,0
Fosf. total dis. µg /L	-	-	6,32 a 638,53	-	1,29 a 2131,77	5,46 a 327,50	-	-	20 - 2240,0

OBS: (-) = não analisado.

TABELA C-2 - Concentração de metais (valores máximos e mínimos) obtidas por diversos autores em amostras de água de rios das bacias do Jacaré-Guaçu e Piracicaba (SP), englobando os períodos de seca e chuvas. Entre parênteses e abaixo dos autores estão as unidades utilizadas.

Metal	Autor e local de estudo				
	SOUZA (1996)	SALATI (1996)	MENDES (1998)	MELETTI (1998)	BARRETO (1999)
	Rios Jaú e Jacaré-Guaçu	Rio corumbataí	Rio Monjolinho	Rios da Bacia do Piracicaba	Rio Monjolinho
	(em ppm)	(em mg/L)	(em mg/L)	(em mg/L)	(em mg/L)
Al	0,10 a 3,40	0,10 a 7,8	NA	NA	0,03 a 0,10
Cd	< 0,05	ND	NA	0,002	ND
Cr	< 0,05	ND	ND	0,001 a 0,02	< 0,04
Fe	1,0 a 7,0	0,02 a 0,06	NA	0,07 a 11,52	1,19 a 51,26
Mn	0,04 a 0,60	0,60 a 8,60	NA	0,01 a 0,14	0,01 a 0,24
Pb	< 0,10	ND	NA	0,001 a 0,05	ND
Zn	0,04 a 0,20	0,02 a 0,03	0,03 a 22,0	0,01 a 2,50	0,09 a 0,67
Cu	< 0,06	0,02 a 0,06	ND	0,001 a 0,01	0,02 a 0,08
Ni	< 0,05	NA	ND	0,0006 a 0,003	ND

OBS: ND = não detectado e NA= não analisado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, W.J. (1995). Aquatic toxicology methods. In: HOFFMAN, D.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A., Jr; CAIRNS, J., Jr (eds.) *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers, p.25-46.
- ALVES, R.G. (1998). *Dinâmica espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos de uma lagoa marginal de drenagem*. São Carlos. 120 p. Tese (doutorado) - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (1995), *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA/AWWA/WEF, 19^a edition.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, (1991). *Alum sludge in the aquatic environment*. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 224 p.
- ANDERSON, D.H. & BENKE, A.C. (1994). Grow and reproduction of the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* from a forested floodplain swamp. **Limnology & Oceanography**, v.39, p.1517-1527.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1990). *NBR 12714: Água - Ensaio de Toxicidade Aguda com Peixes - Parte I - Sistema Estático* (válido a partir de 31.05.1993). Rio de Janeiro, 15 p.
- BARNES, R.S.K.; MANN, K.H. (1991). *Fundamentals of aquatic ecology*. Oxford, Blackwell Scientific Publ., 269 p.
- BARRETO, A.S. (1994). *Assimilação de cromo trivalente nas biomassas nanoplânctônicas e microplânctônicas e sua quantificação no sedimento e sobrenadante: experimento em microcosmo*. São Carlos. 181 p. Dissertação (mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BARRETO, A.S. (1999). *Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas e na sua quantificação no sedimento e água*. São Carlos. 276 p. 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., *Daphnia*. Memorie Dell Istituto Italiano Di Idrobiologia Dr. Marco de Marchi, Consiglio Nazionale Delle Ricerche, Verbania, Pallanza, Vol. 45, p. 461-482.
- BERTOLETTI, E. (1990). Toxicidade e concentração de agentes tóxicos em efluentes industriais. **Ciência e Cultura**, v.42, n.3/4, p.271-277.
- BERTOLETTI, E. (1992). A precisão dos testes de toxicidade com *Daphnia similis*. **Ambiente**, v.6, n.1, p.55-59.

- BESCHTA, R.L. (1996). Suspended sediment and bedload. In: HAUER, F.R. & LAMBERT, G.A. eds. *Methods in stream ecology*. San Diego, Academic Press, 674 p.
- BIESINGER, K.E.; LEMKE, A.E.; SMITH, W.E.; TYO, R.M. (1976). Comparative toxicity of polyelectrolytes to selected aquatic animals. **Journal Water Pollution Control Federation**, v.48, n.1, p.183-187.
- BIESINGER, K.E. & STOKES, G.N. (1986). Effects of synthetic polyelectrolytes on selected aquatic organisms. **Journal Water Pollution Control Federation**, v.58, n.3, p.207-213.
- BIRCHALL, J.D.; EXLEY, C.; CHAPPELL, J.S.; PHILLIPS, M.J. (1989). Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. **Nature**, v.338, n.9, p.146-148, mar.
- BOHRER, M.B.C. (1995). *Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do sistema de tratamento de efluentes líquidos industriais (SITEL) do pólo petroquímico do Sul, Triunfo, RS, através da comunidade zooplânctonica*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, 349 p.
- BRANCO, S.M. (1986). *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*, São Paulo, CETESB/ASCETESB, 640 p.
- BRANDIMARTE, A.L. & SHIMIZU, G.Y. (1990). A macrofauna bentônica de um córrego poluído: amostragem com um novo tipo de substrato artificial. **Revista DAE**, n.159, p.19-21, set/out.

- BUIKEMA, A.L., Jr; NIEDERLEHNER, B.R.; CAIRNS, J., Jr (1982). Biological monitoring. Part IV. Toxicity testing. **Water Resource**, v. 16, p. 239-262.
- BURTON, G.A., Jr; MacPHERSON, C. (1995). Sediment toxicity testing issues and methods. In: HOFFMAN, D.; RATTNER, B.A.; BURTON JR, G.A.; CAIRNS, J. Jr (eds.). *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers, p.70-103.
- CAMARGO, O.A.; MUNIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. (1986). *Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas*. Campinas, Instituto Agrônomo. Boletim Técnico nº 106.
- CETESB (1991). Água - teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). São Paulo. **CETESB**, 33 p. Norma Técnica L5 018.
- CETESB (1992-a). *Método de avaliação de toxicidade de poluentes a organismos aquáticos*. v.1, São Paulo.
- CETESB (1992-b). *Bioensaios microbianos aplicados no controle de contaminantes tóxicos ambientais*. São Paulo, 76 p.
- CETESB (1999). Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 1998. São Paulo. **CETESB**, 371 p.
- CHAPMAN, D.V. (1997). Water quality monitoring. In: BISWAS, A.K. eds. *Water resources*. New York, McGraw-Hill, 737 p.

- CORDEIRO, J.S. (1993). *O problema dos lodos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos. 342 p. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CORNWELL, D.A.; BURMASTER, J.W.; FRANCIS, J.L.; FRIENDLINE, J.C., Jr; HOUCK, C.; KING, P.H.; KNOCKE, W.R.; NOVAK, J.T.; ROLAN, A.T.; SAN GIACOMO, R. (1987). Committee report: research needs for alum sludge discharge. **Journal AWWA - Research and Technology**, v.79, n.6, p.99-104.
- DI BERNARDO, L. (1993). *Métodos e técnicas de tratamento de água*, São Paulo, ABES, volume I, 481 p.
- DI BERNARDO, L. (1995). *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*, São Paulo, ABES, 127 p.
- DRISCOLL, C.T., Jr; BAKER, J.P.; BISOGNI, J.J., Jr; SCHOFIELD, C.L. (1980). Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. **Nature**, v.284, n.13, p.161-164, mar.
- EPLER, J.H. (1995). *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida*. Florida, Department of Environmental Regulation.
- ESTEVES, F.A. (1988). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência, 574 p.

FONSECA, A.L. (1991). *A biologia das espécies Daphnia laevis, Ceriodaphnia silvestrii (Crustacea - Cladocera) e Poecilia reticulata (Pisces, Poeciliidae) e o comportamento destes em testes de toxicidade aquática com efluentes industriais*. São Carlos. 210 p. 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/SP através testes de toxicidade com invertebrados*. São Carlos. 211 p. 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^a ed., Berlin, Springer-Verlag, 486 p.

FORT, D.J. & STOVER, E.L. (1995). Impact of toxicities and potencial interactions of flocculants and coagulant aids on whole effluent toxicity testing. **Water Environment Research**, v.67, n.6, p.921-925.

FREEMAN, R.A. & EVERHART, W.H. (1971). Toxicity of aluminum hydroxide complexes in neutral and basic media to rainbow trout. **Transaction of the American Fish Society**, v.100, n.4, p.644-658.

GEORGE, D.B.; BERK, S.G.; ADAMS, V.D.; TING, R.S.; ROBERTS, R.O.; PARKS, L.H.; LOTT, R.C. (1995). Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.29, p.149-158.

- GOLDSTEIN, E.G.; ZAGATTO, P.A.; ARAÚJO, R.P.; BERTOLETTI, E. (1983). Avaliação da toxicidade dos principais despejos industriais da região da ERQ-Suzano, através de ensaios biológicos. **Revista DAE**, n.132, p.42-48, mar.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, R. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. 2ª Ed. IBP. HANDBOOK, 8, Oxford, Blackwell Sci. Publ.
- GUERESCHI, R.M. (1995). *Monitoramento biológico da Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho pelo uso de invertebrados bentônicos*. São Carlos. 53 p. Monografia (Bacharelado) – Universidade Federal de São Carlos.
- HALL, W.S. & HALL, L.W., Jr (1989). Toxicity of alum sludge to *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.42, p.791-798.
- HAMILTON, M.A; RUSSO, R.C.; THURFTON, R.B. (1977). Trimmed Spearman-Kärber methods for estimating median lethal concentration in toxicity bioassay. **Environmental Science and Technology**. 714, 11 (7), correction, 417, 12 (4), 1978.
- HAUER, F.R. & HILL, W.R. (1996). Temperature, light and oxygen. In: HAUER, F.R. & LAMBERTI, G.A. eds. *Methods in stream ecology*. San Diego, Academic Press, 674 p.
- HAUER, F.R. & RESH, V.H. (1996). Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F.R. & LAMBERTI, G.A. eds. *Methods in stream ecology*. San Diego, Academic Press, 674 p.

- HAVAS, M. (1985). Aluminum bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in soft water at low pH. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v.42, p. 1741-1748.
- HOFFMAN, D.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A., Jr; CAIRNS, J., Jr (1995). *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers, USA, 666p.
- HUNN, J.B.; CLEVELAND, L.; LITTLE, E.E. (1987). Influence of pH and aluminum on developing brook trout in a low calcium water. **Environmental Pollution**, v.43, p.63-73.
- HYNES, H.B.N. (1970). *The ecology of running waters*. Liverpool, University Press, 555 p.
- HYNES, H.B.N. (1971). *The Biology of Polluted Waters*. Toronto, University of Toronto Press, 201 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. (1990). *Manual de testes para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos*. Brasília, 2ª edição, IBAMA.
- KANE, D.A. & RABENI, C.F. (1987). Effects of aluminum and pH on the early life stages of smallmouth bass (*micropterus dolomieu*). **Water Research**, v.21, n.6, p.633-639.
- KIRK, K.L. & GILBERT, J.J. (1990). Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. **Ecology**, v.71, p.1741-1755.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. (1997). *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. New York, Oxford University Press. 382 p.

LEI DE CRIMES AMBIENTAIS. Lei nº 9.605 de 12/02/98. Legislação Federal Brasileira.

LIMA, W.P. (1986). *Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas*. Depto. de Silvicultura, ESALQ-USP, Piracicaba, 242 p.

LIN, S.; EVANS, R.L.; SCHNEPPER, D.; HILL, T. (1984). *Evaluation of wastes from the East St. Louis water treatment plant and their impact on the Mississippi river*. Illinois State Water Survey Div., Champaign - National Technical Information Service-NTIS, ISWS/CIR-160/84, 90 p.

MACKERETH, S.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.S. (1978). *Water analysis some revised methods for limnologists*, Kendal, Freshwater Biol. Assoc., Sci. Publ. 36., Wilson & Sons, 117 p.

MELETTI, P.C. (1997). *Avaliação da qualidade da água e do sedimento na Bacia do Rio Piracicaba, SP, através de parâmetros ecotoxicológicos*. São Carlos. 220 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MENDES, A.J.S. (1998). *Avaliação dos impactos sobre a comunidade macrozoobentônica, no Córrego do Monjolinho (São Carlos, SP)*. São Carlos. 107 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- MOORE, J.W. & RAMAMOORTHY, S. (1984). *Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment*. 1.ed., New York, Springer-Verlag.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1996). *Freshwater Ecosystems*. Washington, National Academy Press, 364 p.
- PENNAK, R.W. (1953). *Freshwater invertebrates of United States*. New York, roland Press.
- PENDIAS, A.K. & PENDIAS, H. (1984). *Trace elements in soil and plants*. Boca Raton, Florida, CRC Press, 315 p.
- PILLSBURY, R.W. & KINGSTON, J.C. (1990). The pH-independent effect of aluminum on cultures of phytoplankton from an acidic Wisconsin lake. **Hydrobiology**, v.194, p.225-233.
- RAMAMOORTHY, S. (1988). Effect of pH on speciation and toxicity os aluminum to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v.45, n.4, p.634-642.
- RAND, G.M & PETROCELLI, S.R. (1985). *Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications*. Washington USA. Hemisphere Publishing, 666 p.
- RESH, V.H.; MYERS, M.J.; HANNAFORD, M.J. (1996). Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: HAUER, F.R. & LAMBERTI, G.A. eds. *Methods in stream ecology*. San Diego, Academic Press, 674 p.

RESOLUÇÃO CONAMA Nº 20 (1986). Legislação Federal Brasileira.

RIGHI, G. (1984). *Oligochaeta*. Brasília, CNPq. (Série Manual de Identificação de Invertebrados Límnicos do Brasil).

RIOS, L. (1993). *Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (Estado de São Paulo)*. São Carlos. 146 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SADLER, K. & LYNAM, S. (1987). Some effects on the growth of brown trout from exposure to aluminium at different pH levels. **Journal of Fish Biology**, v.31, n.2, p.209-219.

SALAMI, L.N.B.P. (1996). *Estudo das influências climáticas e antropogênicas nas características físico-químicas no rio do Monjolinho*. São Carlos. 129 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SALATI, E. (1996). *Diagnóstico ambiental sintético e qualidade da água como subsídio para o planejamento regional integrado da bacia hidrográfica do rio Corumbataí (SP)*. São Carlos. 198 p. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SANTOS, M.J. (1993). *Estudo limnológico dos córregos da Água Fria e da Água Quente*. São Carlos. 291 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente – Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. (1997). *Caracterização das unidades de gerenciamento de recursos hídricos*. São Paulo, CETESB/SMA/DAEE/GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO.

SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*, New York, McGraw-Hill, 658 p.

SCALIZE, P.S. (1997). *Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água que utilizam sulfato de alumínio como coagulante primário*. São Carlos. 148 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SÉ, J.A.S. (1992). *O Rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos*. São Carlos. 393 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SOARES, A.M.V.M. (1990). *Ecotoxicologia e determinação de riscos ecológicos. Prática e perspectivas*. In: 2ª CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE DO AMBIENTE. Lisboa, 1990, v. 1, B43-52.

SOUZA, A.D.G. (1996). *Subsídio ao planejamento e operacionalidade de sistema de monitoramento da qualidade da água - estudo de caso - bacia dos rios Jaú e Jacaré-Guaçu (SP)*. São Carlos. 184 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SOUZA FILHO, A.G. (1998). *Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de uma estação de tratamento de água que utiliza cloreto férrico como coagulante primário*. São Carlos. 245 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SPERLING, M.V. (1995). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte, DESA-UFGM, 240 p.

STEWART, A.J. & KONETSKY, B.K. (1998). Longevity and reproduction of *Ceriodaphnia dubia* in receiving waters. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.17, n.6, p.1165-1171.

TAKEDA, A.M.; SAMPAIO, A.A.; YAMAMOTO, M.M.; HIGUTI, J. (1991). Zoobentos do Rio Baía -MS (Alto Rio Paraná). **Unimar**, v.13, n.2, p.339-352.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J.G.; KUTNER, M.B. (1965). Plankton studies in magrove environmental. II. The standing stock and some ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**. USP, v.24, p.23-41.

TEIXEIRA, D. (1993). *Caracterização limnológica dos sistemas lóticos e variação temporal e espacial de invertebrados bentônicos na bacia do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP)*. São Carlos. 193 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

THOMAS, R.L. (1987). *A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control in situ sediment contaminants*. **Hydrobiology**, v.149, Ecological Effects of in Situ Sediment Contaminant, p. 43-51.

- TONISSI, F.B. (1999). *Avaliação ecotoxicológica do Reservatório de Salto Grande, Americana (SP), como subsídio para a análise da qualidade ambiental do sistema*. São Carlos. 137 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- TRINDADE, M. (1980). *Nutrientes em sedimentos da Represa do Lobo (Brotas-Itirapina SP)*. São Carlos. 219 p. Dissertação (mestrado) - Depto. de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. (1995). *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose de gêneros*. São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 229 p.
- TUNDISI, J.G. (1969). *Produção primária, "Standing stock" e fracionamento do fitoplâncton na região lagunar de Cananéia*. São Paulo. 131 p. Tese (Doutorado), Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). (1991). EPA/505/2-90-001 PB91-127415. *Technical support document for water quality-based toxic control*. Office of Water, Washington, DC.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). (1994). EPA/600/R-94/024. *Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated with freshwater invertebrates*. Washington, USEPA, 133 p.
- VICORY, A.H. & WEAVER, L. (1984). Controlling discharges of water plants wastes to the Ohio river. **Journal of American Water Works Association**, v.76, n.4, p.122-125.

WELCH, P.S. (1948). *Limnological methods*. Philadelphia, Blakiston Co.

WISLER, C.O. & BRATER, E.F. (1964). *Hidrologia*. Sedegra, Rio de Janeiro, 484 p.

WREN, C.D. & STEPHENSON, G.L. (1991). The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. **Environmental Pollution**, v.71, p. 205-241.

ZAGATTO, P.A. (1988). Sensibilidade de *Daphnia similis*: controle de qualidade de culturas. **Ambiente**, v.2, n.2, p.79-83.