

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE EFLUENTES DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO TENDO EM VISTA O REÚSO DE
ÁGUA NA PISCICULTURA

AMY VASCONCELOS DE SOUZA

ORIENTADOR: MARCO ANTONIO ALMEIDA DE SOUZA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA
AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

PUBLICAÇÃO: PTARH.DM - 047/02

BRASÍLIA/DF: FEVEREIRO - 2002

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE EFLUENTES DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO TENDO EM VISTA O REÚSO DE
ÁGUA NA PISCICULTURA

AMY VASCONCELOS DE SOUZA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.

APROVADA POR:

Prof. Marco Antonio Almeida de Souza, Ph.D (ENC-UnB)
(ORIENTADOR)

Prof. Ricardo Silveira Bernardes, Ph.D (ENC-UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

Prof. Líliliana Pena Naval, Dr^a. (UNITINS)
(EXAMINADOR EXTERNO)

DATA: BRASÍLIA/DF, 20 DE FEVEREIRO DE 2002.

FICHA CATALOGRÁFICA

SOUZA, AMY VASCONCELOS DE

Avaliação da Toxicidade de Efluentes de Lagoas de Estabilização tendo em vista o Reúso de Água na Piscicultura. ?Distrito Federal? 2002.

xv, 170p., 210 ? 297mm (ENC/FT/UnB, M.Sc., Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2002)

Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Toxicidade

3. Aqüicultura

5. Águas Residuárias

I. ENC/FT/UnB

2. Reúso de Água

4. Lagoas de Estabilização

6. Piscicultura

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SOUZA, A. V. (2002). Avaliação da Toxicidade de Efluentes de Lagoas de Estabilização tendo em vista o Reúso de Água na Piscicultura. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH.DM – 047/02, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 170p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Amy Vasconcelos de Souza

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Avaliação da Toxicidade de Efluentes de Lagoas de Estabilização tendo em vista o Reúso de Água na Piscicultura.

GRAU: Mestre

ANO: 2002

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Amy Vasconcelos de Souza
SQN 406, Bloco N, apto. 107
CEP: 70.847-140. Brasília-DF- BRASIL

“Pedi, e dar-se-vos-á; buscai, e encontrareis; batei, e abrir-se-vos-á. Porque, aquele que pede, recebe; e, o que busca, encontra; e, ao que bate, se abre.”

(Mateus 7:7-8)

A meus pais, Philadelphio e Lusinete, pela lição de vida;
A meus irmãos Merquinho, Faia e Lena, pelo amor que nos une;
À Maria, minha madrinha, pela dedicação e afeto.

AGRADECIMENTOS

A Deus por tudo, pelo aconchego nos momentos mais difíceis e pela grande oportunidade que me foi dada de aprender mais e poder deixar neste estudo uma contribuição para a ciência.

Ao meu orientador, Prof. Marco Antonio Almeida de Souza, minha gratidão pelo incentivo nos períodos mais críticos do trabalho experimental, pelas orientações consistentes ao longo do estudo e pela oportunidade de abraçar este tema.

À Prof.^a Cristina Célia Silveira Brandão, ao Prof. Oscar de Moraes Cordeiro Neto e ao Prof. Ricardo Silveira Bernardes, meu reconhecimento pelas contribuições teóricas e técnicas que abriram caminhos para a realização deste estudo.

Aos demais professores da Universidade de Brasília (UnB), que contribuíram para a minha formação acadêmica ao longo do curso: Prof. Sérgio Koide, Prof. Néstor Aldo Campana e Prof. Nabil Joseph Eid.

Aos funcionários do laboratório da UnB, Antônio Cândido e André, meus agradecimentos pelo auxílio durante a realização das análises físico-químicas e bacteriológicas do experimento.

Aos colegas de mestrado das turmas de 1995 (Carine, Ercília, Paulo Celso, Harada, Maurício, Regina) e 1999 (Carlos, Alfredo, Rodrigo, Cezarina, Valéria, Cibele, Aída, Zanna, Edith, Jussanã, Nolan, Marcelo, Gustavo, Rachel, Heloísa, Marcos Puffal, Tarcísio e Marcos Wilson) pela amizade e apoio ao longo da jornada acadêmica.

À direção da Fundação Nacional de Saúde, por liberar-me do trabalho para assistir às aulas do curso e em especial, aos profissionais José Antônio, Johnny, Sadi e Rodolpho.

Aos profissionais da 4^a Câmara de Coordenação e Revisão – Meio Ambiente e Patrimônio Cultural do Ministério Público Federal (MPF) pela compreensão e amizade; em especial, ao Subprocurador Geral da República, Dr. Roberto Monteiro Gurgel Santos e Leopoldo Klosovski Filho por terem me concedido tempo extra para o desenvolvimento da pesquisa.

À direção da Companhia de Saneamento de Brasília (CAESB), por permitir a realização desta pesquisa, colocando à disposição os recursos e as instalações da Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia (ETE); aos profissionais Antônio Carlos Teixeira Pinto, Fernando Starling, Mauro Roberto Felizatto, Susana Pereira Campos e demais servidores, e meu reconhecimento especial ao Luís Ricarte, pelo seu auxílio ao longo dos ensaios.

À direção da Prefeitura do *Campus* da UnB pela valiosa contribuição durante a construção do abrigo para o experimento e, em particular, aos profissionais Theófilo,

Joaquim Arnoldo, João Carlos, Tura, Manoel, Litinho, Idelfonso, Carlos Alberto, José Pedro e Floriano.

Ao proprietário da empresa Lajeado Empreendimentos Agroindustriais Ltda, Sr. Otacílio Antônio de Souza, que gentilmente doou as larvas e os alevinos da espécie tilápia do Nilo para o desenvolvimento dos ensaios; da mesma forma, ao proprietário da Piscicultura Canta Galo, Sr. João Menandro Abdon Fair, pela doação dos alevinos de carpa prateada.

Ao Laboratório Central de Saúde Pública (LACEN/DF), pela realização das análises bacteriológicas dos alevinos, com agradecimento especial ao Rubens e Camila.

Pelas palavras de otimismo e carinho, aos amigos, Evanilde, Madalena, Socorro, Jô, Flávia, Sérgio, Carine, Jamaci, Ana Paula, Gisele, Viviane, Diego, Ana Rachel, Bruno, Benício, Diva, Tânia, Adriana, Onete, Eliane e aos tios Francisco e June.

A todos os pesquisadores que se debruçaram sobre o tema e serviram de referência bibliográfica para esta pesquisa, pois os seus trabalhos me fizeram apaixonar pelo assunto.

E finalmente, aos peixes, que tiveram suas vidas sacrificadas em prol desta pesquisa, que este estudo possa contribuir, em contrapartida, para a melhoria da sobrevivência dessas espécies em ambientes de lagoas de estabilização.

RESUMO

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TENDO EM VISTA O REÚSO DE ÁGUA NA PISCICULTURA

A presente pesquisa tem como objetivo fazer um estudo a respeito da toxicidade dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia – ETE, no Distrito Federal, tendo em vista seu reúso na piscicultura. O experimento foi realizado na própria estação, na área da Unidade Piloto de Samambaia (UPS), no período de março a novembro de 2001, utilizando as águas residuárias da Lagoa de Polimento Final – Módulo II, e como bioindicadores, as larvas e alevinos das espécies tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*). Para a implantação da parte experimental da pesquisa construiu-se um abrigo, no qual foram instalados equipamentos diversos para a execução dos testes. A avaliação dos efluentes foi feita por intermédio da realização dos testes de toxicidade preliminar, definitivo agudo, definitivo crônico e de sensibilidade. Os procedimentos utilizados nos ensaios de toxicidade são baseados nas normas preconizadas pela APHA (1995), ABNT (1993), CETESB (1990), USEPA (1995) e IBAMA (1990). A toxicidade dos efluentes é avaliada em relação aos seguintes parâmetros: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido, amônia, bem como a mortalidade dos peixes. A análise estatística dos parâmetros físico-químicos fundamenta-se nos métodos de análise de variância, no teste de Wilcoxon e no método Probit, que calcula a porcentagem de organismos mortos (CL50). Nas condições de realização do experimento, constata-se que os efluentes tratados da estação não causam toxicidade aguda para as espécies tilápia do Nilo e carpa prateada, nem toxicidade crônica para a tilápia do Nilo. Além disso, os peixes remanescentes dos ensaios são considerados de qualidade sanitária satisfatória com relação a coliformes fecais (NMP/g), *Staphylococcus aureus* (UFC/g) e *Salmonella sp.* Portanto, face a esses resultados, deduz-se que os efluentes da ETE – Samambaia oferecem potencial para reúso na piscicultura.

Palavras-chave: Toxicidade, Reúso de Água, Aqüicultura, Lagoas de Estabilização, Águas Residuárias e Piscicultura.

ABSTRACT

ESTIMATION THE TOXICITY OF EFFLUENTS OF POLISHING POND WITH THE FINALITY OF REUSE IN AQUACULTURE

The present research has the objective to perform a study about the toxicity of the effluents of the Samambaia Waste Treatment Plant, Brasília - DF, with the finality of water reuse in aquaculture. The experiment was done in the Treatment Plant, in the Samambaia Pilot Unit, during the period of March to November of 2001, using the wastewater of the Final Polishing Pond - Module II, and, as bio-indicators, larvae and early life stages of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). For the implantation of the experimental part of the research, it was necessary to build a shelter in which equipments were installed for the execution of the tests. The evaluation of the effluents was done through the toxicity tests: preliminary, acute definite, chronic definite and sensitivity. The procedures used in the essay were based on the standards established by APHA (1995), ABNT (1993), CETESB (1990), USEPA (1995) and IBAMA (1990). The toxicity of the effluents was evaluated taking into account water temperature, pH, dissolved oxygen and ammonium, as well as the fish mortality. The statistical analysis of the physical-chemical parameters was based on the methods of variety analysis, Wilcoxon's test and Probit's method to calculate the percentage of dead organisms (CL 50). In the conditions the experiment was executed, it was observed that the treated effluents do not cause acute toxicity to Nile tilapia and silver carp, nor chronic toxicity to Nile tilapia. Moreover, the remaining fish of the essays were considered to have satisfactory sanitary quality in terms of fecal coliform (NMP/g), *Staphylococcus aureus* (UFC/g) and *Salmonella sp.* Therefore, these results evidence the possibility of the use of the ETE – Samambaia effluents for aquaculture.

Key words: Toxicity, Water reuse, Aquaculture, Stabilization ponds, Residual water e Fishpond.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	4
3	REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1	REÚSO DE ÁGUA	5
3.2	REÚSO DE ÁGUA EM AQUICULTURA	9
3.2.1	Sobrevivência de peixes em projetos de reúso.....	11
3.2.2	Parâmetros de qualidade das águas residuárias.....	13
3.3	LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	17
3.3.1	Lagoa de estabilização com peixes	22
3.3.2	Influências do ambiente aquático para os peixes.....	24
3.4	PISCICULTURA.....	30
3.4.1	Características dos peixes.....	30
3.4.2	Espécies de peixes utilizadas no experimento.....	32
3.4.2.1	Tilápia.....	33
3.4.2.2	Carpa.....	35
3.5	CONTROLE DE AGENTES TÓXICOS	36
3.5.1	Descrição dos testes de toxicidade.....	38
3.5.2	Tipos de controle dos agentes tóxicos	39
3.5.3	Legislação ambiental.....	40
3.6	TESTES DE TOXICIDADE	41
3.6.1	Métodos padronizados.....	43
3.6.2	Condições dos métodos de toxicidade.....	45
3.6.2.1	Organismos-teste.....	45
3.6.2.2	Fase de manutenção.....	46
3.6.2.3	Fase de aclimação.....	46
3.6.2.4	Preparo das soluções-teste.....	47
3.6.2.5	Realização dos ensaios.....	47
4	METODOLOGIA UTILIZADA E DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA	51
4.1	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE SAMAMBAIA.....	51
4.2	CONSTRUÇÃO DO ABRIGO E SEUS EQUIPAMENTOS.....	55
4.3	COLETA DE DADOS.....	60
4.3.1	Caracterização do esgoto utilizado no experimento.....	60

4.3.2	Escolha das espécies de peixes	61
4.3.3	Aquisição dos peixes	62
4.3.4	Amostragem.....	63
4.3.5	Procedimentos operacionais.....	64
4.3.5.1	Preparo da água de manutenção/aclimatação e diluição.....	64
4.3.5.2	Preparo da solução-teste.....	65
4.3.6	Realização dos testes.....	66
4.3.6.1	Teste preliminar.....	67
4.3.6.2	Teste definitivo agudo.....	69
4.3.6.3	Teste de sensibilidade.....	71
4.3.6.4	Teste definitivo crônico.....	72
4.3.6.5	Teste definitivo de longa duração.....	74
4.4	ANÁLISE DOS DADOS.....	75
4.4.1	Procedimentos.....	75
4.4.2	Métodos estatísticos.....	77
5	RESULTADOS E ANÁLISE	78
5.1	ÁGUA DE DILUIÇÃO.....	78
5.2	SOLUÇÃO-TESTE.....	79
5.2.1	Temperatura.....	79
5.2.2	Potencial hidrogeniônico (pH).....	87
5.2.3	Oxigênio dissolvido (OD).....	94
5.2.4	Amônia.....	100
5.3	PEIXES	106
5.3.1	Mortalidade das espécies testadas.....	106
5.3.2	Análise sanitária dos peixes.....	108
6	CONCLUSÕES.....	110
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	114
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS EM <i>APUD</i>	121
	APÊNDICES	122
A	GLOSSÁRIO	123
B	PROJETO DO ABRIGO DO EXPERIMENTO	130
C	RELAÇÃO DE MATERIAIS E EQUIPAMENTOS	135
D	RESULTADOS DOS ENSAIOS	138

LISTA DE FIGURAS

3.1	Esquema do ciclo biológico de uma lagoa de estabilização (Branco, 1984)	18
3.2	Morfologia e anatomia externa e interna dos peixes (CETESB, 1978 ^a).....	32
3.3	Fêmea de tilápia com ovos fecundados na boca.....	34
3.4	Carpa-comum: variedades (Proença e Bittencourt, 1994)	36
3.5	Esquema básico de um teste de toxicidade (CETESB, 1990).....	45
4.1	Fluxograma do sistema de tratamento de esgotos da ETE – Samambaia (CAESB)	52
4.2	Foto da Unidade Piloto de Samambaia (UPS) e planta esquemática da área com a localização das unidades	55
4.3	Vista frontal do abrigo	56
4.4	Layout do laboratório	57
4.5	Detalhe dos aquários de volume útil de 15 L	58
4.6	Reservatório de manutenção e aclimação	65
4.7	Realização do teste preliminar agudo	69
4.8	Realização do teste definitivo agudo	71
4.9	Realização do teste de sensibilidade	72
4.10	Realização do teste definitivo crônico.....	74
5.1	Temperatura (Teste preliminar agudo – 25 a 27 de junho de 2001)	81
5.2	Temperatura (Teste definitivo agudo – 23 a 27 de julho de 2001)	82
5.3	Temperatura (Teste de sensibilidade agudo – 23 a 24 de julho de 2001)	83
5.4	Temperatura (Teste de sensibilidade agudo – 8 a 9 de agosto de 2001).....	83
5.5	Temperatura (Teste crônico – 1º a 8 de novembro de 2001).....	84
5.6	Temperatura (Teste preliminar agudo – 10 a 12 de novembro de 2001).....	85
5.7	Temperatura (Teste de sensibilidade agudo – 11 a 12 de novembro de 2001)....	85
5.8	Temperatura (Teste definitivo agudo – 17 a 21 de novembro de 2001).....	86
5.9	pH (Teste preliminar agudo – 25 a 27 de junho de 2001).....	89
5.10	pH (Teste definitivo agudo – 23 a 27 de julho de 2001).....	90
5.11	pH (Teste de sensibilidade agudo – 23 a 24 de julho de 2001).....	90
5.12	pH (Teste de sensibilidade agudo – 8 a 9 de agosto de 2001)	91
5.13	pH (Teste crônico – 1º a 8 de novembro de 2001).....	92
5.14	pH (Teste preliminar agudo – 10 a 12 de novembro de 2001).....	92
5.15	pH (Teste de sensibilidade agudo – 11 a 12 de novembro de 2001).....	93
5.16	pH (Teste definitivo agudo – 17 a 21 de novembro de 2001).....	94
5.17	OD (Teste definitivo agudo – 23 a 27 de julho de 2001).....	96

5.18	OD (Teste de sensibilidade agudo – 23 a 24 de julho de 2001).....	96
5.19	OD (Teste crônico – 1º a 8 de novembro de 2001).....	97
5.20	OD (Teste preliminar – 10 a 12 de novembro de 2001).....	98
5.21	OD (Teste de sensibilidade agudo – 11 a 12 de novembro de 2001).....	98
5.22	OD (Teste definitivo agudo – 17 a 21 de novembro de 2001).....	99
5.23	Amônia (Teste preliminar agudo – 25 a 27 de junho de 2001).....	102
5.24	Amônia (Teste definitivo agudo – 23 a 27 de julho de 2001).....	102
5.25	Amônia (Teste crônico – 1º a 8 de novembro de 2001).....	103
5.26	Amônia (Teste preliminar agudo – 10 a 12 de novembro de 2001).....	104
5.27	Amônia (Teste definitivo agudo – 17 a 21 de novembro de 2001).....	104
B.1	Planta de localização da Unidade Piloto de Samambaia (UPS).....	131
B.2	Planta baixa e corte – Abrigo do experimento.....	132
B.3	Instalação hidráulica – Água.....	133
B.4	Instalação hidráulica – Esgoto.....	134

LISTA DE TABELAS

3.1	Qualidade microbiológica recomendada pela OMS para reúso na agricultura (Mara e Cairncross, 1989)	7
3.2	Crítérios para tratamento e reúso de água da Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA), 1992 (Crook e Surampalli, 1996)	8
3.3	Eliminação esperada de microorganismos de águas residuárias (Léon, 1999)	14
3.4	Qualidade sanitária dos peixes cultivados (Buras <i>et al.</i> , 1987)	16
4.1	Resultados Operacionais da ETE – Samambaia. Período: 9 set. 1996 a 28 nov. 2001	54
4.2	Resultados operacionais do efluente do Polimento Final – Módulo II da ETE – Samambaia (valores médios mensais no ano 2001)	61
4.3	Relação dos testes de toxicidade	66
4.4	Métodos e equipamentos utilizados no controle operacional	76
5.1	Medidas de temperatura nos testes de toxicidade.....	80
5.2	Medidas de pH nos testes de toxicidade.....	88
5.3	Medidas de OD nos testes de toxicidade.....	95
5.4	Medidas de NH ₄ -N nos testes de toxicidade.....	101
5.5	Resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica.....	106
5.6	Resultados dos testes de sensibilidade.....	108
B.1	Relação de Material	137
D.1	Registro de dados da água de diluição.....	139
D.2	Registro de dados da solução-estoque (esgoto).....	139
D.3	Registro de dados do teste preliminar para ensaio agudo.....	140
D.4	Teste preliminar para ensaio agudo – Leitura do pH.....	141
D.5	Teste preliminar para ensaio agudo – Leitura de Temperatura.....	141
D.6	Teste preliminar para ensaio agudo – Leitura de Amônia.....	142
D.7	Registro de dados da água de diluição.....	143
D.8	Registro de dados da solução-estoque (esgoto).....	143
D.9	Registro de dados do teste definitivo para ensaio agudo.....	144
D.10	Teste definitivo para ensaio agudo – Leitura de pH.....	145
D.11	Teste definitivo para ensaio agudo – Leitura de OD.....	145
D.12	Teste definitivo para ensaio agudo – Leitura de Temperatura.....	146
D.13	Teste definitivo para ensaio agudo – Leitura de Amônia NH ₃	146
D.14	Registro de dados biométricos do teste definitivo para ensaio agudo.....	147
D.15	Registro de dados do teste sensibilidade para ensaio agudo.....	149
D.16	Teste de sensibilidade para ensaio agudo – Leitura de pH.....	150

D.17	Teste de sensibilidade para ensaio agudo – Leitura de OD.....	150
D.18	Teste de sensibilidade para ensaio agudo – Leitura de Temperatura.....	150
D.19	Registro de dados do teste de sensibilidade para ensaio agudo.....	151
D.20	Teste de sensibilidade para ensaio agudo – Leitura de pH.....	152
D.21	Teste de sensibilidade para ensaio agudo – Leitura de Temperatura.....	152
D.22	Registro de dados da água de diluição.....	153
D.23	Registro de dados da solução-estoque (esgoto).....	153
D.24	Registro de dados do teste definitivo para ensaio crônico.....	154
D.25	Teste definitivo para ensaio crônico – pH.....	155
D.26	Teste definitivo para ensaio crônico – OD.....	156
D.27	Teste definitivo para ensaio crônico – Temperatura.....	157
D.28	Teste definitivo para ensaio crônico – Amônia NH ₃	158
D.29	Registro de dados da água de diluição.....	159
D.30	Registro de dados da solução-estoque (esgoto).....	159
D.31	Registro de dados do teste preliminar para ensaio agudo.....	160
D.32	Teste preliminar para ensaio agudo – Leitura de pH.....	161
D.33	Teste preliminar para ensaio agudo – Leitura de OD.....	161
D.34	Teste preliminar para ensaio agudo – Leitura de Temperatura.....	162
D.35	Teste preliminar para ensaio agudo – Leitura de Amônia NH ₃	162
D.36	Registro de dados do teste de sensibilidade para ensaio agudo.....	163
D.37	Teste de sensibilidade para ensaio agudo – Leitura de pH.....	164
D.38	Teste de sensibilidade para ensaio agudo – Leitura de OD.....	164
D.39	Teste de sensibilidade para ensaio agudo – Leitura de Temperatura.....	164
D.40	Registro de dados da água de diluição.....	165
D.41	Registro de dados da solução-estoque (esgoto).....	165
D.42	Registro de dados do teste definitivo para ensaio agudo.....	166
D.43	Teste definitivo para ensaio agudo – Leitura de pH.....	167
D.44	Teste definitivo para ensaio agudo – Leitura de OD.....	167
D.45	Teste definitivo para ensaio agudo – Leitura de Temperatura.....	168
D.46	Teste definitivo para ensaio agudo – Leitura de Amônia NH ₃	168
D.47	Medidas de matéria orgânica obtidas na CAESB.....	169
D.48	Medidas de Nitrogênio obtidas na CAESB.....	169
D.49	Medidas de Fósforo obtidas na CAESB.....	170

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES

a.C	antes de Cristo
APHA	<i>American Public Health Association</i>
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
CAESB	Companhia de Saneamento do Distrito Federal
CEPIS	<i>Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente</i>
CF	Coliformes fecais
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO _f	Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
ha	Hectare
KCl	Cloreto de potássio
Kg	Quilograma
NMP	Número mais provável
NTK	Nitrogênio Total de Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
OPAS	Organização Panamericana da Saúde
pH	Potencial hidrogeniônico
PTARH	Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
SNVS	Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária
SST	Sólidos em Suspensão Totais
UFC	Unidade formadora de colônia
UnB	Universidade de Brasília
UPIS	Unidade Piloto de Samambaia
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

1 – INTRODUÇÃO

O cenário mundial atual apresenta um quadro de crescimento demográfico bastante elevado, o que vem acarretando o surgimento de diversas formas de poluição e alterações ambientais. Esses impactos gerados no meio, advindos das atividades humanas e da falta de saneamento básico, estão contribuindo, cada vez mais, para o aumento crescente do número de casos de doenças e agravos à saúde pública. Como exemplo desse fato, podem-se citar as diarreias, que atingem cerca de quatro bilhões de casos por ano (Heller, 1997).

Outro fato que merece destaque é a crescente demanda por alimentos, os quais, em muitas regiões, se encontram escassos, ocasionando o surgimento de casos de subnutrição, em certas parcelas da população, especialmente da infantil.

Por essas razões, a adoção de tecnologias alternativas voltadas para o aproveitamento dos resíduos orgânicos gerados pelas sociedades pode constituir um dos recursos para minimizar tais problemas. Além do mais, as tecnologias de reúso de águas residuárias, precedidas de tratamento adequado, têm sido empregadas em diversos usos, podendo-se elencar: a utilização dos nutrientes disponíveis nessas águas para a produção de alimentos, o aproveitamento da água para fins menos exigentes e como medida mitigadora dos impactos negativos dos efluentes no meio aquático.

O reúso também pode contribuir para o aumento da oferta de água, de grande importância para as regiões nas quais esse recurso é escasso e, ainda, como alternativa à disposição final de esgotos, quando a sua solução é problemática.

Várias são as técnicas de tratamento de esgoto existentes, mas a abordagem de reúso para a piscicultura, por intermédio das lagoas de estabilização, destaca-se pela sua eficiência no processamento dos resíduos orgânicos, sobretudo por utilizar, basicamente, os fenômenos naturais de autodepuração que ocorrem nos cursos da água, o que possibilita a diminuição dos custos para o tratamento de esgotos.

O cultivo de peixes, em lagoas de estabilização, para a melhoria do tratamento ou o reúso dos esgotos na aqüicultura para a geração de alimentos são técnicas que já vêm sendo utilizadas. Se, de um lado, a enorme biomassa de algas que se desenvolve nesses meios constitui fonte de proteínas para a alimentação dos peixes, de outro, esses organismos aquáticos podem apresentar sensibilidade a determinados teores de substâncias tóxicas existentes nos esgotos ou ao efeito sinérgico que as mesmas podem causar em ambientes eutrofizados, provocando, em muitos casos, a mortandade em massa das espécies empregadas.

Em decorrência da importância do reúso do esgoto para múltiplos fins (agricultura, aqüicultura, preservação dos mananciais, lazer, etc), diversas pesquisas têm

sido realizadas a respeito do tema, e muitas delas estão voltadas para o reúso do esgoto na aquicultura, como os estudos dos seguintes autores: Mara e Cairncross (1989); Crook e Surampalli (1996); Bartone (1985); León (1999); Matheus (1984 e 1991); Buras *et al.* (1987); Branco (1978 e 1984); Von Sperling (1996); Pinto *et al.* (1997); Vnatae (1997); Galli(1984); Tomasi (1994) e Gherardi-Goldstein (1988 e 1990).

Assim, o presente estudo teve como referência as pesquisas ressaltadas na revisão da literatura e nas normas preconizadas pelos seguintes órgãos: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995), *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 1995), *Environment Canada* (1999), *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 1987), Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1990), Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1993) e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 1990). Além do mais, a investigação levou em consideração os experimentos realizados por Felizatto (2000) sobre o reúso de águas residuárias, associado à produção de pescado com cultivo de peixes das espécies tilápia do Nilo e carpa prateada. A pesquisa de Felizatto (2000) avaliou a sobrevivência, o crescimento e a condição higiênico-sanitária dos peixes, bem como sua utilização no tratamento de esgotos. Os resultados mostraram uma mortalidade de todos os exemplares de carpa e um índice de sobrevivência de tilápia de apenas 14%. Tal fato foi atribuído às concentrações elevadas de amônia total entre 1,05 a 14,90 mg/litro presentes no experimento.

Desse modo, tomando-se como base os resultados do referido experimento, foi desenvolvido o presente estudo, com o objetivo geral de avaliar a toxicidade de efluentes de lagoas de estabilização, tendo em vista o reúso de água na piscicultura.

O experimento foi desenvolvido em local cedido pela Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia, Distrito Federal (ETE – Samambaia), no período de setembro de 2000 a novembro de 2001. O estudo valeu-se do emprego de ensaios de toxicidade, utilizando como bioindicadores as espécies de peixes tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*), por terem sido cultivadas em experimentos anteriores e por demonstrarem fácil adaptação em lagoas de estabilização.

A presente pesquisa foi organizada buscando atingir os objetivos – geral e específicos – que orientaram todo o delineamento dos estudos.

O capítulo referente à revisão da literatura inicia-se com uma contextualização da prática do reúso da água em diversos países, evidenciando estudos a respeito do reúso da água na aquicultura. Essa parte teórica ainda focaliza os parâmetros de qualidade das águas residuárias e expõe os seus riscos à sobrevivência de peixes e à saúde humana. O tema também foi ampliado com a apresentação de trabalhos

realizados em lagoas de estabilização e de sua utilidade para o cultivo de peixes. Para completar os estudos, foi feita uma descrição das espécies de peixes empregadas no experimento, tilápia do Nilo e carpa prateada. A última parte do capítulo trata do controle de agentes tóxicos e da padronização necessária à realização dos testes de toxicidade.

No capítulo da metodologia, apresenta-se uma descrição do processo de tratamento da ETE – Samambaia, da construção do abrigo para o experimento, dos materiais e equipamentos que foram instalados para constituir o laboratório experimental. Há, também, o delineamento da coleta de dados, da seleção da amostragem e dos procedimentos operacionais para a realização dos testes. Na seqüência, é relatada de forma mais específica a realização de cada tipo de teste (preliminar agudo, definitivo agudo, sensibilidade agudo, definitivo crônico e definitivo de longa duração).

No capítulo que trata das análises dos resultados, primeiramente são apresentados os dados referentes à água de diluição. Depois, são interpretados os parâmetros medidos nas soluções testes, na seguinte seqüência: temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD) e amônia, e na parte final os resultados referentes às análises das mortalidades e à qualidade sanitária dos peixes. A análise quantitativa foi realizada utilizando os seguintes métodos estatísticos: teste de Wilcoxon, Análise de Variância, Correlação e Probit. Os primeiros são empregados na comparação das soluções-teste, antes e depois de cada troca, e o último, na determinação dos índices de toxicidade para os peixes. Além do mais, as análises com os dados da Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB) auxiliaram a interpretação dos resultados.

Complementando, a última parte do estudo é dedicada à conclusão, na qual são apresentadas algumas deduções obtidas no decorrer da realização do experimento e das análises dos resultados.

Em resumo, espera-se que os resultados da pesquisa possam esclarecer problemas práticos a respeito do reúso de águas na aquicultura e do controle da toxicidade dos efluentes de lagoas de estabilização para o cultivo de peixes. Além disso, que o estudo possa ser integrado às demais pesquisas já desenvolvidas nessa área de conhecimento.

2 – OBJETIVOS

O objetivo geral da presente pesquisa é avaliar a toxicidade dos efluentes de lagoas de estabilização, tendo em vista o reúso de água na piscicultura. Para tanto, foram utilizados efluentes da lagoa de polimento final – módulo II da ETE Samambaia, nas condições climáticas do Distrito Federal.

De maneira a permitir a avaliação proposta, foram delineados os seguintes objetivos específicos:

1. identificar a toxicidade aguda e crônica dos efluentes de lagoas de estabilização, utilizando, como bioindicadores para a piscicultura, alevinos e larvas das espécies de peixes tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*);
2. diagnosticar os efeitos deletérios dos efluentes de lagoas de estabilização à sobrevivência dos peixes e ainda as possíveis causas da letalidade dos organismos aquáticos empregados, por meio da análise das características físico-químicas e bacteriológicas dos efluentes.

3 – REVISÃO DA LITERATURA

Como o objetivo deste estudo é avaliar a toxicidade de efluentes de lagoas de estabilização para o cultivo de peixes, é importante apresentar algumas perspectivas teóricas a respeito desse tema. Nela são tratados, de forma mais específica, os seguintes assuntos: reúso de água, reúso de água em aquicultura, lagoas de estabilização, características dos peixes, controle de agentes tóxicos e testes de toxicidade.

3.1 – REÚSO DE ÁGUA

No cenário atual de demanda crescente por água, o reúso de água deve ser visto, em sua forma mais abrangente, como uma tecnologia que vem contribuir para a minimização do uso dos recursos naturais, uma vez que possibilita a redução da quantidade de água captada dos mananciais, com o aproveitamento das águas residuárias de qualidade inferior para usos menos exigentes. Aliado a esse fato, o reúso diminui a carga de águas residuárias a serem lançadas nos corpos hídricos, reduzindo a sua poluição e favorecendo a sua preservação. Além do mais, reduz os custos do tratamento da água captada desses mananciais para fins potáveis.

O reúso tem sido, habitualmente, associado ao abastecimento doméstico, industrial e agrícola; no entanto, deve ser visto sob a ótica de uso múltiplo dos recursos hídricos, por estar relacionado a todos os demais usos que se fazem da água, tais como navegação, atividades recreacionais, pesca, geração de energia e outros (Mancuso, 1992). Nesse aspecto, o reúso de água encontra-se inserido em uma perspectiva mais ampla, a do desenvolvimento sustentável, em que os diversos tipos de usos sejam gerenciados e tenham uso racional, o que compreende o controle de perdas, desperdícios, a minimização da poluição e do consumo de água (Souza, 1997).

Percebe-se, ainda, que a preocupação com o reúso da água não é uma prática recente, ao contrário, é remota e vem desde a Grécia Antiga de 3000 a. C, quando foram construídos os primeiros sistemas de esgotamento sanitário para os palácios e cidades antigas da Civilização Minóica, na ilha de Creta. Ao passo que há indicações da utilização de águas residuárias na irrigação agrícola, datadas de 5000 a.C.

Durante o século XIX, tornou-se comum em várias cidades europeias e norte-americanas o reúso não-planejado das águas residuárias, por meio do transporte de esgotos por carroças para sua utilização na irrigação de culturas ou descarregamento nas águas superficiais. Essas fazendas de esgoto, como ficaram conhecidas, estabeleceram-se no Reino Unido, antes de 1865; nos Estados Unidos da América, em

1871; na França, em 1872; na Alemanha, em 1876; na Índia, em 1877; na Austrália, em 1893, e no México, em 1904 (Mara e Cairncross, 1989).

A adoção de tal prática culminou com o surgimento de grandes epidemias de doenças veiculadas pela água, como a cólera asiática e a febre tifóide, no período de 1840 a 1850 (Asano e Levine, 1996). Essas enfermidades ligadas aos problemas de saúde pública contribuíram para que o período de 1850 até 1950 fosse considerado a era do grande despertar sanitário, quando as causas das doenças foram associadas à falta de abastecimento público de água e de tratamento e destino final dos esgotos. Nesse período foram implementadas várias medidas de saneamento básico, como a adoção de pontos de captação de água à montante das descargas de águas residuárias, a implantação de aquedutos, construção de reservatórios, e a adoção de técnicas de filtração e desinfecção da água. Surgiram também as técnicas de tratamento de esgoto, como os biofiltros e os lodos ativados, nas duas primeiras décadas do século XX, que favoreceram o desaparecimento das fazendas de esgoto.

Somente no começo do século XX, deu-se início ao reúso planejado das águas residuárias, quando foram elaborados os primeiros regulamentos a respeito do uso de águas residuárias na agricultura, adotados pelo Estado da Califórnia, em 1918. Entretanto, apenas nos últimos 25 anos do século XX, o reúso começou a ser visto como uma técnica capaz de suprir a escassez dos recursos hídricos, especialmente em regiões áridas e semi-áridas, passando a ser regulamentado pela Organização Mundial de Saúde – OMS (1989), pela *United States Environmental Protection Agency* – USEPA (1992, *apud* Crook e Surampalli, 1996), pelos estados americanos e por outros países, como África do Sul, Israel, Kuwait, Tunísia e Alemanha.

Assim, o uso das águas residuárias passou a ser objeto de preocupação para diversos países. Nos países em desenvolvimento, o principal objetivo a ser alcançado com o tratamento dos esgotos é a remoção de parasitas, bactérias e vírus patogênicos causadores de doenças endêmicas, ao passo que, nos países desenvolvidos, a atenção está mais voltada para a remoção de matéria orgânica e nutrientes, pois as doenças de veiculação hídrica estão praticamente erradicadas.

Tendo em vista esses aspectos, os critérios estabelecidos pela OMS e USEPA regulamentam o reúso de água, apresentando recomendações a respeito dos processos de tratamento e dos limites de qualidade, como mostram as Tabelas 3.1 e 3.2, respectivamente.

Tabela 3.1 – Qualidade microbiológica recomendada pela OMS para reúso na agricultura (Mara e Cairncross,1989)

Categoria	Condições de reúso	Grupo exposto	Nematelmintos intestinais^b- média aritmética dos nº de ovos^c	Coliformes fecais – média geométrica NMP/100 mL^c	Tratamento necessário para atingir a qualidade microbiológica requerida
A	Irrigação de culturas prováveis de serem consumidas cruas, campos desportivos, parque públicos ^d	Trabalhadores, consumidores, público	? 1	? 1000	Lagoas de estabilização em série, projetadas para a qualidade microbiológica requerida, ou tratamento equivalente
B	Irrigação de culturas de cereais, culturas industriais, culturas de forrageiras, pastos, árvores ^e	Trabalhadores	? 1	Nenhum padrão é recomendado	Retenção em lagoas de estabilização de 8 a 10 dias ou remoção equivalente de helmintos e coliformes fecais
C	Irrigação localizada de culturas na categoria B, não ocorrendo a exposição de trabalhadores e de público	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento indicado pela tecnologia de irrigação, mas não inferior à sedimentação primária

- (a) Em casos específicos, as orientações devem ser modificadas em função de levantamentos epidemiológicos locais, fatores sócio-culturais e ambientais.
- (b) Espécies de ascaris, trichuris e ancilostoma.
- (c) Enquanto durar o período de irrigação.
- (d) Para gramados públicos, onde o público pode entrar em contato direto com a água (como no caso de gramados de hotéis), recomendam-se valores mais restritos (? 200 coliformes fecais por 100 mL)
- (e) No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve cessar duas semanas antes da fruta ser colhida, e nenhuma fruta devem ser apanhados do chão. A irrigação por aspersão não deve ser empregada.

Tabela 3.2 – Critérios para tratamento e reúso de água da Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA), 1992 (Crook e Surampalli, 1996)

Tipo de Uso	Tratamento	Qualidade da Água Recuperada
Usos urbanos, irrigação de cultivos alimentares comidos crus, represas recreativas	Secundário, filtração e desinfecção	pH = 6,9 ? 10 mg/L de DBO ? 2 uT ^a CF = não detectável ^b 1 mg/L ? Cloro residual ^c
Irrigação em áreas de acesso restrito e cultivos alimentares processados, reservatórios estéticos, uso em construções, refrigeração industrial, irrigação paisagística	Secundário e desinfecção	pH = 6,9 ? 30 mg/L de DBO ? 30 mg/L de SST ? 200 NMP/100 mL de CF ^e 1 mg/L ? Cloro residual ^c
Recarga de águas subterrâneas por infiltração (aquíferos de uso não potável)	Depende do local e do uso Primário (no mínimo)	Depende do local e do uso
Recarga de águas subterrâneas por injeção (aquíferos de uso não potável)	Depende do local e do uso Secundário (no mínimo)	Depende do local e do uso
Recarga de águas subterrâneas por infiltração (aquíferos de uso potável)	Depende do local e do uso Secundário e desinfecção (no mínimo)	Depende do local e padrão de qualidade de água potável na zona não saturada depois da percolação
Recarga de águas subterrâneas por injeção (aquíferos de uso potável)	Incluem-se os seguintes: Secundário, filtração, desinfecção e tratamento avançado de águas residuárias	Incluem-se os seguintes: pH = 6,5 – 8,5 ? 2 UNT ^a CF = não-detectável ^b 1 mg/L ? Cloro residual ^c Padrão de água potável

^a Valor médio de 24 horas. Não deverá exceder 5 uT. Deve ser primeiramente desinfetado.

^b Baseado no valor mediano de 7 dias. Nenhuma amostra deverá exceder a 14 NMP/100 mL de CF.

^c Depois de tempo de contato mínimo de 30 minutos.

^d Recirculação em torres de refrigeração.

^e Baseado no valor mediano de 7 dias. Nenhuma amostra deverá exceder a 800 NMP/100 mL de CF.

Assim, a Tabela 3.1 demonstra que os critérios estabelecidos pela OMS são específicos para o reúso de água na agricultura, e apresenta os limites bacteriológicos baseados nos parâmetros, coliformes fecais e nematelmintos intestinais. Já os critérios da USEPA, mostrados na Tabela 3.2, foram estabelecidos para diversos tipos de usos, sendo fundamentados em características físico-químicas e bacteriológicas da água.

O próximo tópico aborda o reúso de água aplicado à aquicultura, que consiste em uma técnica destinada ao cultivo de animais e plantas aquáticas. No presente estudo,

sempre que for mencionado o termo aquicultura, estar-se-á remetendo ao cultivo de peixes.

3.2 – REÚSO DE ÁGUA EM AQUICULTURA

A utilização de excretos humanos na aquicultura tem sido praticada há milhares de anos na Ásia. Em Calcutá, na Índia, teve início em 1930, e na Alemanha, no final do século XIX (Léon e Moscoso, 1999). Atualmente, pelo menos 2/3 da piscicultura do mundo utilizam os excretos humanos e animais para a fertilização de viveiros.

Conforme Mara e Cairncross (1989), a experiência da China é bastante consagrada nessa área, especialmente pela integração que consegue manter entre as técnicas de aquicultura e agricultura. Atualmente, o país produz 60% do pescado do mundo, utilizando apenas 27% da área total de tanques existentes no mundo. Em sua prática, os excretos somente são aproveitados após um período de estocagem, em *containers* fechados, durante cerca de quatro semanas. Outra experiência que merece ser ressaltada é a praticada no Sudeste de Java, na Indonésia, que utiliza excretos na piscicultura, com o cultivo de carpa e tilápia do Nilo em aproximadamente 10.000 ha de lagoas.

Na mesma linha de reúso de água, a Índia destaca-se pela existência de mais de 132 sistemas de lagoas fertilizadas com águas residuárias, sendo em sua maioria localizados a oeste de Bengala. O sistema indiano de Calcutá é considerado um dos maiores do mundo, possuindo cerca de 4.400 ha de tanques, cuja alimentação é realizada com esgoto bruto da cidade. Inicialmente, o esgoto é armazenado por um período de detenção de duas a três semanas para a oxidação da matéria orgânica e o desenvolvimento do fitoplâncton. Após esse período, é feita a estocagem dos peixes nos reservatórios e a alimentação dos tanques realiza-se de cinco a dez dias por mês, para que seja evitada a desoxigenação do meio.

Para Mara e Cairncross (1989), os sistemas de aquicultura a oeste de Bengala apresentam um baixo potencial de riscos em transmissão de doenças, não sendo identificados casos endêmicos por trematóides e o total de coliformes no pescado situa-se na faixa de 100 a 1000 NMP/100 mL.

Outro projeto de reúso de água merecedor de destaque é o desenvolvido pelo *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente* (CEPIS), em Lima, no Peru, que utiliza os efluentes tratados das lagoas de estabilização de San Juan de Miraflores. O complexo está localizado a 16 km ao sul da cidade de Lima e teve início em 1961, com a construção de 21 lagoas experimentais que ocupam uma área de deserto de, aproximadamente, 20 ha. Essas lagoas entraram em operação em 1964, e, desde

então, seus efluentes foram empregados na agricultura, silvicultura, aquicultura e irrigação de parques. A partir de 1977, em conjunto com agências internacionais e instituições de pesquisa do Peru, o CEPIS iniciou os estudos de campo e de laboratório para examinar a qualidade dos efluentes tratados nessas lagoas (Bartone, 1985; León e Moscoso, 1999).

Na primeira fase dos estudos, foram avaliados os efluentes tratados em quatro arranjos diferentes, cada um composto por duas lagoas em série. Cada arranjo recebeu cargas orgânicas diferenciadas de 400, 600, 800 e 1000 kg DBO/ha.dia, respectivamente. O experimento permitiu concluir que, apesar das altas taxas de remoção da carga orgânica aplicada, observadas em períodos de detenção de cinco dias e meio, a completa remoção de protozoários só foi alcançada com um período de detenção de 36 dias. O período, porém, ainda foi considerado insuficiente para a remoção de *Salmonella*, e algumas dessas espécies isoladas demonstraram resistência aos antibióticos. Na conclusão dessa fase, Bartone (1985) declara que a presença desses parasitas pode ter sido ocasionada pela suspensão do esgoto em razão da inversão térmica, sendo então sugerido a implantação de chicanas e de vertedores para a retenção da espuma.

Na segunda fase dos estudos, foram implantados três arranjos. Nos dois primeiros, foram construídas, em cada um, três lagoas em série. O último arranjo foi formado com quatro lagoas em série. A carga orgânica aplicada aos arranjos foi mantida entre 250 e 350 kg DBO/ha.dia e foi observado que, para períodos de detenção de, aproximadamente, 20 dias obtiveram-se níveis de *Escherichia coli* inferiores a 1000 NMP/100 ml e remoções similares de *Salmonella*. Essa constatação revela que o índice de *Escherichia coli* pode ser considerado indicador de *Salmonella*, em lagoas de estabilização. O experimento também permitiu concluir que os sistemas de lagoas que removem 10^4 de coliformes fecais, em um período de detenção de vinte dias, podem, certamente, remover todos os protozoários patogênicos e ovos de helmintos.

Já a terceira fase dos estudos foi organizada com dois arranjos, sendo o primeiro composto por uma série de quatro lagoas e o segundo, de cinco. Na terceira, quarta e quinta lagoas foram introduzidos peixes da espécie tilápia do Nilo e camarões gigantes da Malásia (*Macrobrachium rosembergii*). A carga orgânica aplicada para cada arranjo foi mantida entre 250 e 350 kg DBO/ha.dia.

O estudo mostrou que, nas lagoas terciárias, as concentrações de amônia estiveram entre 8 e 12 mg/L, quando foi observado estresse e atrofia no crescimento dos peixes. Comparando esses resultados com os obtidos nas lagoas da quinta posição, os níveis de amônia mantiveram-se satisfatórios, com valores abaixo de 2 mg/L. A avaliação preliminar concluiu que há viabilidade de cultivo de peixes em lagoas nessa posição,

sendo ineficaz o cultivo de camarões, em razão dos baixos índices de oxigênio dissolvido no fundo das lagoas e os níveis de amônia observados.

Em relação às pesquisas epidemiológicas realizadas com a população das áreas de reúso, em Lima, verificou-se a predominância de casos de diarreia, febre tifóide e paratifóide, hepatite, poliomielite e infecções parasitárias por *Entamoeba histolytica* e *Giardia lamblia* (Bartone, 1985).

Outra pesquisa na área de reúso em piscicultura foi a desenvolvida por Campos (1984), na chácara Recanto do Cruzeiro, localizada no Núcleo Rural Alexandre Gusmão, no Distrito Federal. O objetivo do estudo foi a verificação da curva de rendimento do cultivo de carpa com o a utilização de esterco verde de suíno e alimentação suplementar à base de resíduos de panificadora e cama de frango. Os resultados evidenciaram uma produção média de 9.440 kg/ha.ano, que foi considerada satisfatória para a região.

Há ainda os estudos de Silva *et al.* (1989) que utilizaram esterco de codorna para a fertilização de tanques de piscicultura. Os resultados demonstraram que se pode produzir um quilo de peixe com 6,7 kg de esterco.

De acordo com o que foi exposto, percebe-se que o uso de excretos humanos não-tratados, na fertilização de tanques de piscicultura, está sendo, cada vez mais, abolido das práticas de aqüicultura.

3.2.1 – Sobrevivência de peixes em projetos de reúso

Os estudos a respeito das enfermidades, das modificações de comportamento e das mortalidades dos peixes em projetos de reúso são de suma importância para o desenvolvimento dessa técnica, em virtude do interesse ecológico, sanitário e econômico que tem alcançado nas últimas décadas.

Apesar de várias pesquisas visando o cultivo de peixes em águas residuárias (Buras, 1987; Matheus, 1991; Moscoso *et al.*, 1992; Noble, 1975; Schroeder, 1975; Burns e Stickney, 1980; El-Gohary *et al.*, 1995), as causas da mortandade desses organismos ainda não foram suficientemente estudadas, pois englobam vários fatores, como a sensibilidade da espécie, os aspectos ambientais e os constituintes tóxicos presentes nos efluentes.

Merecem destaque os estudos feitos por Matheus (1991), no estado de São Paulo. O primeiro trabalho do pesquisador, realizado de julho de 1982 a julho de 1983, utilizou lagoas de estabilização em série (facultativa e maturação), em escala-piloto. As lagoas foram alimentadas com resíduos de suínos em concentração de 200 a 300 mg/L de DBO. Foram estocados, nas duas lagoas, peixes da espécie tilápia do Nilo, sendo observado maior crescimento das espécies estocadas na lagoa facultativa. Tal fato foi

atribuído à maior quantidade de alimento disponível (fitoplâncton e matéria orgânica particulada) na lagoa. Observou-se, ainda, que os peixes suportaram extremas condições ambientais com pH acima de 11, altas concentrações de matéria orgânica e variações extremas de oxigênio, que oscilaram entre a supersaturação durante o dia e valores extremamente baixos, chegando a zero, no período noturno (Matheus, 1991).

De acordo com Arcifa *et al.* (1995), o segundo trabalho de Matheus foi desenvolvido em dois períodos de seis meses, de julho de 1990 a dezembro de 1991, e avaliou a possibilidade de cultivo de peixes em lagoas que recebiam o efluente de uma indústria de processamento de frutas cítricas. O experimento foi desenvolvido em cinco lagoas, nas seguintes condições: monocultivo de carpa comum, monocultivo de tilápia do Nilo, monocultivo de carpa prateada, policultivo das três espécies e o grupo de controle.

Nas lagoas com monocultivo das carpas, ocorreu a mortandade total dos peixes empregados. O rendimento mais representativo foi observado nas situações de policultivo, com o maior crescimento dos peixes e uma taxa de sobrevivência mais elevada para a tilápia. Verificou-se que não houve remoção significativa de fitoplâncton nas lagoas com policultivo, mas a presença dos peixes contribuiu para que a água adquirisse maior qualidade. Ficou comprovado que o policultivo propicia o equilíbrio do meio, em virtude do sinergismo entre as espécies, pois situações desfavoráveis, como as altas flutuações de pH, o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo, a diminuição do oxigênio dissolvido e a florescência de *Microcystis*, foram observados no grupo de controle. Concluiu-se que os peixes aceleram a decomposição da matéria orgânica e previnem a ocorrência de condições anóxicas no sedimento, em razão do hábito das espécies de revolverem o fundo e se alimentarem do lodo existente.

Em experimento realizado com lagoas de estabilização cultivadas com carpa prateada, tilápia *aurea* e carpa comum, Buras *et al.* (1987) obtiveram taxa de sobrevivência da carpa comum de 8,8%, da tilápia de 16% e a morte total dos exemplares de carpa prateada, em um curto período de tempo. Também foram detectadas as concentrações máximas do íon amônio (NH_4^+) de 8,0 mg/L para a tilápia e 4,0 mg/L para a carpa comum, ao passo que para a amônia não-ionizada (NH_3) as concentrações letais foram de 0,3 a 0,6 para a tilápia e 0,2 a 0,4 para a carpa comum.

Nos estudos realizados nas lagoas de San Juan de Miraflores, em Lima, Peru, Moscoso (1992) verificou que as mortalidades dos peixes ocorridas no experimento, realizado no verão de 1990, foram associadas à presença de quantidades excessivas de zooplâncton e níveis altos de nitritos.

El-Gohary *et al.* (1995) também observaram, durante experimento realizado no Egito, que os 20 exemplares de carpa prateada estocados na lagoa de peixes apresentaram muco esbranquiçado nas brânquias e necrose pelo corpo, especialmente

na região dorsoventral, denominada Hidropisia Infecciosa, que ocasionou a morte de todos os peixes. A causa foi atribuída à amônia não-ionizada em concentração de 0,41 mg-N/L e ao amônio total entre 0 e 7,3 mg-N/L.

No enfoque de reúso de água em piscicultura, Felizatto (2000) realizou pesquisa na Estação de Tratamento de Esgotos de Samambaia-DF, com duração de quatro meses, utilizando dois tanques de 100 m² de superfície, construídos no terreno, sendo um usado como controle e o outro para o cultivo dos peixes tilápia e carpa prateada.

No âmbito da referida pesquisa, foram avaliadas a sobrevivência, o crescimento, a condição higiênico-sanitária do pescado e as influências dos peixes no tratamento do esgoto. Foi observada a mortandade de todos os exemplares de carpa prateada e um índice de sobrevivência para a tilápia de apenas 14%. Tal fato foi atribuído às elevadas concentrações de amônio total entre 1,05 a 14,90 mg/L, presentes durante o experimento.

3.2.2 – Parâmetros de qualidade das águas residuárias

Os padrões de qualidade de águas residuárias para o reúso são geralmente expressos em número de bactérias do grupo de coliformes fecais (CF). Os CF são indicadores razoáveis dos microorganismos patogênicos bacterianos, sendo menos confiáveis na indicação dos vírus e nada eficientes para os protozoários e os helmintos, que ainda não possuem indicadores suficientemente seguros (Léon e Moscoso, 1999).

Em razão do risco apresentado pelo uso de águas residuárias na irrigação de culturas, foram estabelecidos critérios básicos para o tratamento dos efluentes e os padrões de qualidade conforme cada tipo de cultura.

As normas recomendadas, nos últimos 50 anos, eram muito restritas; por exemplo, os padrões do Departamento de Saúde Pública do estado da Califórnia permitiam somente 23 ou 2,2 NMP CF/100 mL para a irrigação de culturas. Em 1971, um grupo de especialistas da OMS reformulou os padrões, utilizando critérios menos exigentes, de 100 NMP CF/100 mL. Desde então, esses critérios vêm sendo revistos e, em 1985 e 1987, especialistas em saúde pública, epidemiologia e meio ambiente, reunidos em Engelberg e Adelboden, estabeleceram novos padrões para o reúso. Como padrões de irrigação destinados às culturas consumidas cruas, aos campos esportivos e aos jardins públicos, estabeleceram o controle bacteriológico baseado na média geométrica de 1000 CF (100 mL)⁻¹. Já como critérios para os helmintos e os cistos de protozoários, recomendaram menos de um ovo por litro.

Segundo Léon e Moscoso (1999), as lagoas de estabilização, com um período de detenção de oito a dez dias, conseguem atingir esses padrões, mediante a

sedimentação dos cistos de protozoários e dos ovos de helmintos, ao passo que os demais processos de tratamento não são eficientes nessa eliminação, pois não possuem tempo de detenção apropriado. Pesquisando o mesmo tema, há ainda os estudos realizados por Wachs (1961), em lagoas de estabilização, que também apresentaram uma remoção efetiva de cistos do protozoário *Entamoeba histolytica* em 20 dias.

A Tabela 3.3 revela a redução esperada de microorganismos em águas residuárias submetidas a diferentes processos de tratamento.

Tabela 3.3 – Eliminação esperada de microorganismos de águas residuárias (Léon e Moscoso, 1999)

Processo de Tratamento	Redução em Unidades Logarítmicas			
	Bactéria	Helmintos	Vírus	Cistos de protozoários
Sedimentação primária				
Simples	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Com coagulação	1 - 2	1 - 3	0 - 1	0 - 1
Lodo ativado	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Biofiltros	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Valos de oxidação	1 - 2	0 - 2	1 - 2	0 - 1
Desinfecção	2 - 6	0 - 1	0 - 4	0 - 3
Lagoa aerada	1 - 2	1 - 3	1 - 2	0 - 1
Lagoa de estabilização	1 - 6	1 - 3	1 - 4	1 - 4

A tabela 3.3 demonstra a eficiência do tratamento de esgotos por meio de lagoas de estabilização, comparado a outros processos de tratamento. Os valores da tabela indicam os limites de remoção com relação aos parâmetros bactéria, helmintos, vírus e cistos de protozoários. Observa-se que a remoção de microorganismos patogênicos é superior para as lagoas de estabilização. No entanto, vale destacar que outros fatores podem interferir na eficiência dos processos de tratamento, alterando as taxas de eliminação dos microorganismos das águas residuárias, como a suspensão do lodo, os curto circuitos e a floculação.

Considerando os aspectos mencionados, o reúso de águas na aquicultura deve ser bem monitorado, para evitar a presença de microorganismos patogênicos causadores de infecções. Conseqüentemente, o uso indevido das águas residuárias sem observar os padrões de qualidade constitui um dos principais veículos causadores de doenças.

Dentre as doenças mais comuns que podem ocorrer nesses ambientes, merece destaque a esquistossomose. O ciclo da doença consiste na eliminação dos ovos do helminto *Schistosoma mansoni* pelas fezes do hospedeiro doente (homem e outros vertebrados). Esses ovos, após atingirem as coleções de água, liberam larvas que penetram nos caramujos, hospedeiros intermediários, e depois são eliminadas em forma de cercárias. Por sua vez, as cercárias infectam o hospedeiro, mediante o contato com a pele, e, com isso, o ciclo biológico é fechado.

Outro modo de transmissão de parasitos helmínticos é o da espécie *Clonorchis* (trematóides), que ocorre com a contaminação do peixe, que pode infectar o homem com os cistos contidos no pescado, quando consumido cru ou mal cozido. Além disso, os peixes também podem ser contaminados por bactérias e vírus, que se alojam nas escamas, nas brânquias, no líquido intraperitoneal, nas vias digestivas e até nos músculos dos peixes (Léon e Moscoso, 1999).

Segundo Léon e Moscoso (1999), o pesquisador Strauss, em 1985, ao analisar várias publicações quanto à presença de microorganismos patogênicos em peixes, concluiu que:

- a) é provável que as bactérias penetrem no músculo dos peixes quando estão sendo criados em lagoas com CF e *Salmonella* em concentrações superiores a 10^4 e a 10^5 (100 mL)⁻¹, respectivamente; o potencial de invasão muscular aumenta quando aumenta, também, a exposição dos peixes na água contaminada.
- b) certas provas sugerem que ocorra pouco acúmulo de organismos entéricos e de microorganismos patogênicos no interior ou na superfície do tecido comestível dos peixes, quando a concentração de CF na água das lagoas é inferior a 1000 (100 mL)⁻¹.
- c) mesmo que a contaminação seja menor, pode haver elevadas concentrações de microorganismos patogênicos nas vias digestivas e no líquido intraperitoneal dos peixes (Léon e Moscoso, 1999, p. 25).

Outra contribuição no que se refere aos microorganismos patogênicos em peixes é a classificação de Buras *et al.* (1987), presente na Tabela 3.4. Os autores utilizam como critério para a avaliação da qualidade sanitária dos peixes cultivados em lagoas de estabilização, a presença de bactérias nos músculos desses organismos.

Tabela 3.4 – Qualidade sanitária dos peixes cultivados (Buras *et al.*,1987)

Qualidade	Concentração de bactérias por grama de músculo
Muito bom	0 – 10
Aceitável	10 – 30
Não-aceitável	? 50

Mesmo considerando a classificação dessa tabela, deve-se adotar cuidados na manipulação e preparo do pescado, para garantir a qualidade sanitária dos peixes.

Segundo León e Moscoso (1999), os dados experimentais de campo relativos ao emprego de esgotos na piscicultura são poucos. Assim, como diretriz inicial, recomendam o tratamento dos esgotos que vão alimentar os tanques piscícolas até uma concentração de 10^3 a 10^4 CF/100 mL. No entanto, deve-se tomar cuidado com a ocorrência de variações desfavoráveis desse parâmetro nos tanques, pois, embora sejam transitórias, podem afetar a qualidade sanitária dos peixes. Portanto, como garantia sanitária, deve-se manter o monitoramento do pescado e se recomenda que os níveis de bactérias nos músculos não excedam 50 UFC/g, seguindo também a classificação de Buras *et al.* (1987).

Também se recomenda como padrão de qualidade bacteriológica para o uso de águas residuárias, na aquicultura, a média geométrica de CF de 1.000/100 mL e a ausência de ovos viáveis de trematóides. Além disso, antes do consumo, os peixes devem passar por um período de depuração, de algumas semanas, em água limpa para a sua desinfecção. Na opinião de Buras *et al.* (1987), a depuração não é eficiente quando as bactérias já estão presentes nos músculos do peixe, mas é eficaz quando a concentração de bactérias nos órgãos é baixa e se utiliza água corrente no processo.

Balasubramanian *et al.* (1992) realizaram estudos com o cultivo de seis espécies de peixes, em lagoas de estabilização, com carga orgânica aplicada de 30 Kg/ha/dia. A análise da microbiologia dos tecidos e intestinos dos peixes evidenciou a diminuição da taxa bacteriana, durante o período de depuração em água limpa, de vinte dias, mas identificou um maior número de bactérias no conteúdo intestinal dos peixes, em comparação com a presença na pele, nas brânquias e no músculo. Após o preparo, o pescado ficou isento de qualquer contaminação.

Com a mesma preocupação, Easa *et al.* (1995) fizeram pesquisas na área de reúso, em Suez, Egito, utilizando o efluente tratado na estação experimental do tipo lagoas de estabilização, no cultivo de peixes. Todas as amostras do músculo dos peixes analisadas estavam isentas de bactérias, comprovando, pois, que o pescado estava apto para o consumo humano.

Em síntese, as medidas de higiene são necessárias durante a manipulação do pescado, pois os organismos patogênicos acumulados nas vias digestivas e no líquido intraperitoneal dos peixes podem contaminar sua carne, sobretudo, durante a evisceração. Por conseguinte, o pescado deve sofrer cocção (fervura) antes da preparação, como garantia de proteção à saúde dos consumidores.

3.3 – LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A primeira lagoa de estabilização dos Estados Unidos da América foi construída em San Antonio, Texas, em 1901, ao passo que, na América Latina e no Caribe, esse tipo de tratamento só teve início em 1958. Conforme Matheus (1984), as lagoas de estabilização foram largamente utilizadas na Europa e Austrália, e as publicações pioneiras a respeito do tema são de autoria de Parker (1950), na Austrália, e de Oswald (1951), nos EUA. A Austrália também foi precursora em relação ao uso da técnica de lagoas em série, e esse tipo de arranjo foi cognominado de “lagoas australianas”.

No Brasil, as primeiras lagoas construídas de acordo com os critérios técnicos, foram as de São José dos Campos, em São Paulo, no período de 1961 a 1964, projetadas por Victoretti, e as construídas em Campina Grande, no estado da Paraíba, projetadas por Mara e Silva, entre 1979 e 1983. Segundo Matheus (1984), vários autores como Sena (1960), Branco (1975) e Hess (1975) também contribuíram para a implantação e domínio dessa técnica no Brasil

As lagoas de estabilização constituem um dos métodos mais simples para tratamento de esgotos, visto que nelas predominam os fenômenos naturais de autodepuração, que favorecem a estabilização da matéria orgânica, por meio da ação da biocenose dos esgotos.

O processo biológico nas lagoas consiste em um ciclo fechado (Figura 3.1), em que, basicamente, as bactérias aeróbias existentes no esgoto utilizam o oxigênio produzido pela fotossíntese das algas para a decomposição da matéria orgânica. Ao passo que na decomposição da biomassa pelas bactérias, são liberados CO₂ e sais minerais que são absorvidos pelas algas, no processo de fotossíntese, complementando, assim, o ciclo.

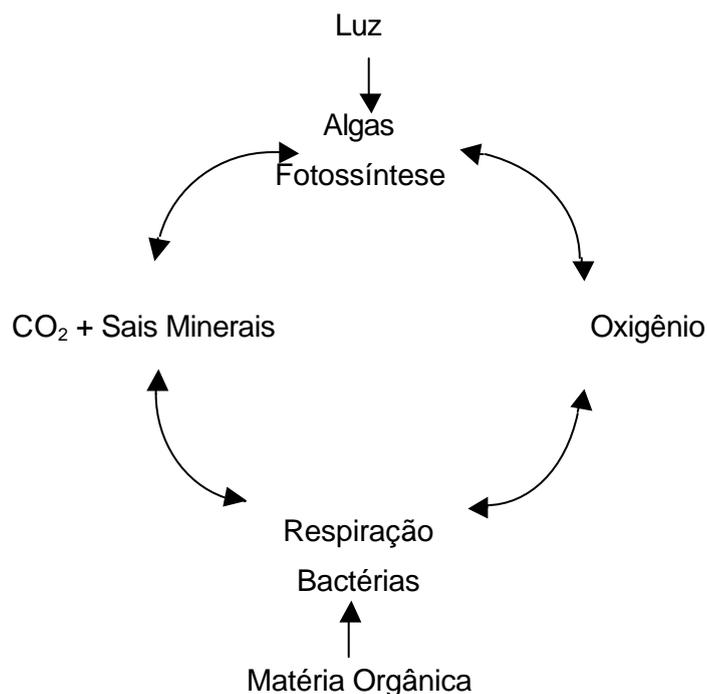


Figura 3.1 – Esquema do ciclo biológico de uma lagoa de estabilização (Branco, 1984)

Assim, em razão da grande concentração de algas microscópicas existentes no meio, os efluentes das lagoas de estabilização apresentam cor esverdeada e teores elevados de oxigênio dissolvido. Conforme Branco (1978), os sólidos em suspensão existentes nos efluentes das lagoas são praticamente não-sedimentáveis, pois as algas não sedimentam no teste do cone Imhoff, que é uma técnica para medir a porcentagem de material sedimentável.

Pesquisas realizadas pelo CEPIS, em lagoas de estabilização, demonstraram que essa tecnologia apresenta uma grande eficiência na remoção de parasitas (ovos de helmintos e cistos de protozoários), vírus e bactérias patogênicas, incluindo-se o *Vibrio cholerae*. A eficiência na remoção de patógenos pelas lagoas de estabilização somente pode ser comparada aos sistemas convencionais de tratamento quando esses passam por um processo químico de desinfecção do efluente (Léon e Moscoso, 1999).

Em razão da qualidade bacteriológica e da fonte de nutrientes oferecida pelos efluentes de lagoas de estabilização, esses podem ser utilizados na agricultura, no reflorestamento e na aquicultura, e, para cada tipo de uso, deve ser exigida uma qualidade específica do efluente. Outra vantagem é que o reúso pode possibilitar o retorno financeiro dos recursos alocados na implantação das estações de tratamento de esgotos.

Entretanto, o controle efetivo do reúso de águas residuárias deve ser feito por intermédio do monitoramento constante dos efluentes e com a adoção de medidas para

evitar descargas clandestinas de indústrias nos sistemas de esgotos domésticos, pois os efluentes industriais podem conter substâncias tóxicas que inibem os processos biológicos de tratamento e se acumulam na cadeia alimentar.

Segundo a EPA (1983, *apud* Von Sperling, 1996), os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são os seguintes:

- volatilização da amônia;
- assimilação da amônia pelas algas;
- assimilação dos nitratos pelas algas;
- nitrificação-desnitrificação;
- sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

O amônio apresenta-se no meio líquido, nas formas não-ionizada ou livre (NH_3) e ionizada ou íon amônio (NH_4^+), e o amônio total corresponde à soma de ambas. A amônia livre (NH_3) pode, ao contrário da amônia ionizada (NH_4^+), ser liberada para a atmosfera mediante o processo de volatilização.

Em ambientes de lagoas de estabilização, o pH mantém-se sempre elevado, em virtude do processo de fotossíntese, que retira do meio líquido a acidez carbônica. A elevação do pH favorece a conversão de NH_4^+ a NH_3 , que é mais tóxica, ao passo que o pH em torno da neutralidade contribui para a formação de NH_4^+ , sendo essa forma de nitrogênio a mais solúvel.

Na depuração biológica dos resíduos orgânicos, ocorre a oxidação do nitrogênio, denominada nitrificação, que transforma o nitrogênio amoniacal proveniente da decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados (oxidação carbonácea) em nitritos e, posteriormente, na forma estável de nitrato.

No ponto de vista de Branco (1978), o processo de nitrificação é muito importante nos sistemas de tratamento de esgotos para que haja a predominância de nitrato, pois constitui fonte de oxigênio para o meio, funcionando como fonte alternativa de oxigênio e nitrogênio no período noturno. Além disso, o nitrato é facilmente assimilado pelas algas e não apresenta toxicidade para os peixes, ao contrário dos compostos amoniacais. O fenômeno inverso ao de nitrificação é denominado desnitrificação, em que as bactérias, na ausência de oxigênio livre no meio, utilizam os nitratos como aceptores de hidrogênio. Esse fenômeno não transforma o nitrato em amônia, mas em nitrogênio gasoso, provocando, assim, a perda desse gás.

Conforme Von Sperling (2001), a desnitrificação e a liberação de fósforo pela sedimentação colaboram para que o nitrogênio se apresente em concentrações inferiores à demanda algácea, podendo acarretar o crescimento de algas azuis (cianobactérias), capazes de fixar nitrogênio da atmosfera. As cianobactérias, além de apresentarem

toxicidade para os organismos vivos, dificultam os processos de tratamento da água para abastecimento.

Apesar de ser muito tóxica para os organismos aquáticos, a amônia orgânica (NH_3) é de fundamental importância no processo de oxidação das águas, ao passo que o nitrito (NO_2) é tóxico e possui efeito carcinogênico, quando associado a determinados compostos.

Os outros mecanismos de remoção de nitrogênio são menos representativos em lagoas de estabilização, e não existe a reação de oxidação da amônia em lagoas anaeróbias, em razão da ausência de oxigênio (Von Sperling, 1996).

Há também nos esgotos os compostos de fósforo – os fosfatos em sua maioria e o fósforo orgânico – e as maiores remoções de fósforo são obtidas com pH elevado, por meio da precipitação dos fosfatos.

Apesar de a maioria dos autores classificar as lagoas em três tipos (anaeróbia, facultativa e aeróbia), de acordo com Jordão e Pessoa (1995), dependendo do tipo de oxidação bacteriológica predominante, elas podem ser classificadas como:

- anaeróbias – prevalecem os processos de fermentação anaeróbia;
- facultativas – ocorrem os fenômenos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e fotossíntese;
- aeróbias – são garantidas apenas condições de aerobiose;
- maturação – utilizadas como pós-tratamento de lagoas ou de outros sistemas biológicos, visando, especialmente, a remoção de patogênicos (Von Sperling, 1996);
- com macrófitas – usadas como polimento final, requerendo manutenção adequada, com o corte, secagem e destino final das plantas.

Várias vantagens estão relacionadas ao tratamento de efluentes em lagoas de estabilização, como baixo custo de implantação, facilidade de construção e operação e mínimo de manutenção. De um lado, há restrições em razão da necessidade de temperaturas elevadas e de luminosidade, bem como de grandes áreas para implantação; de outro, essas limitações parecem não constituir problemas para as condições brasileiras, em virtude do clima tropical e da disponibilidade de áreas de custos relativamente baixos. Em contrapartida, as lagoas de estabilização têm sido questionadas no que se refere à quantidade de sólidos suspensos presentes nos seus efluentes, pois podem provocar conseqüências indesejáveis no corpo receptor, como o aumento da demanda de oxigênio, e, no caso do reúso, problemas de cor, sabor e odor na água.

Ademais, a planta de tratamento de um sistema de lagoas de estabilização pode empregar diversas combinações, utilizando os arranjos de lagoas em série, paralelo ou

ambos. Para Von Sperling (1996), os tipos mais comuns de fluxogramas de tratamento são os seguintes:

- lagoas facultativas;
- lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas (Sistema Australiano);
- lagoas aeradas facultativas;
- lagoas aeradas de mistura completa, seguidas por lagoas de decantação.

Em relação aos critérios de dimensionamento para cada tipo de lagoa, destacam-se os seguintes: o tempo de detenção hidráulico, a taxa de aplicação da carga orgânica e a profundidade. Entretanto, os parâmetros, em sua maioria, são baseados em dados empíricos, fruto de experiências anteriores que definem uma determinada taxa de aplicação.

Segundo Léon e Moscoso (1999), para a elaboração de projetos de lagoas facultativas, recomenda-se adotar, para temperaturas na faixa de 20° C, cargas orgânicas menores que 300 kg.DBO/ha, ao passo que para lagoas anaeróbias deve-se adotar cargas maiores que 1000 kg.DBO/ha.dia. Esses limites de carga orgânica evitam a formação de maus odores, ocasionados pela presença de bactérias que produzem sulfetos, mas os intervalos podem ser ampliados quando se dispõe de temperaturas maiores.

Outro aspecto a observar diz respeito à concentração de oxigênio dissolvido, que é dependente da intensidade de plâncton existente nas lagoas, sendo altas concentrações de fitoplâncton ou zooplâncton acompanhadas de depleção de oxigênio. Portanto, para evitar ciclos de altas e baixas concentrações de oxigênio, deve-se controlar as concentrações de plâncton nas lagoas.

Vários fatores podem influenciar a diminuição do número de bactérias nas lagoas de estabilização como: a temperatura, a radiação solar, o pH, a DBO, o oxigênio dissolvido, a concentração de algas, a sedimentação e outros. Conforme as informações apreendidas nos trabalhos de Strauss (1991) e Léon e Moscoso (1999), para valores de pH maiores ou iguais a nove, há uma aceleração do decaimento bacteriano, sendo o pH nove ou nove e meio letal para CF. Em contrapartida, valores de pH menores que nove contribuem para a sobrevivência das bactérias. A análise de tal ocorrência também revela uma correlação indireta entre a carga orgânica aplicada e o decaimento bacteriano, pois as cargas orgânicas elevadas reduzem o crescimento de algas, provocando a diminuição dos valores de pH ($pH > 9$) e, em consequência, reduzem o decaimento bacteriano. Portanto, é importante realizar o controle rigoroso da carga orgânica aplicada às lagoas para se obter o ponto ideal de morte dos coliformes.

Os sistemas de lagoas de estabilização estão sendo, cada vez mais, otimizados para a melhoria da eficiência dos mecanismos físicos, químicos e biológicos que nelas se

processam. Segundo Pinto *et al.* (1997), a Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia – DF é um exemplo que combina reatores anaeróbios de fluxo ascendente interno em uma lagoa facultativa, lagoa rasa de alta taxa e lagoas de maturação chicaneadas. O tratamento tem apresentado um efluente com redução de 95% de DBO e 99,9982% de coliformes fecais, constituindo, pois, um sistema bastante eficiente.

3.3.1 – Lagoa de estabilização com peixes

As lagoas de estabilização produzem um efluente com enorme biomassa na forma de algas e de elevado valor protéico. Segundo Branco (1972), as proteínas existentes nas algas constituem aproximadamente 50%, em peso seco, desses organismos. De acordo com Azevedo *et al.* (1993), a produção de peixes em um hectare de lagoa corresponde, em proteínas, à produção de cinco hectares de soja.

Considerando o aproveitamento dessas proteínas como fonte de alimentação humana e para garantir a proteção ambiental, ou seja, impedir a chegada de cargas elevadas de nutrientes nos corpos receptores, vários pesquisadores direcionaram seus estudos para o aproveitamento da carga protéica disponível, no meio, em forma de algas.

Segundo Matheus (1984), há vários estudos que tratam desse tema. Destacam-se, inicialmente, os estudos pioneiros de Oswald, publicados em 1962, que verificaram o rendimento, dez vezes superior, do cultivo de fitoplâncton em águas residuárias municipais, em relação ao cultivo da soja, chegando a alcançar até cinqüenta vezes o rendimento da soja, em estudos datados de 1978.

Silva e Mara (1979) relatam a dificuldade econômica e técnica de se fazer o aproveitamento protéico diretamente das algas. Em face desse problema, surgiu a idéia de utilizar as proteínas das algas indiretamente, por meio do consumo da carne de peixes fitoplanctófagos, porque as microalgas são facilmente convertidas em tecido dos peixes.

Continuando sua retrospectiva histórica, a respeito dos estudos com lagoas de estabilização cultivadas com peixes, Matheus (1984) relata que a maioria das pesquisas realizadas na Europa e na Ásia (1971-1972) utilizou os resíduos orgânicos animais e domésticos para a fertilização de tanques na criação de peixes. Na Inglaterra, Noble (1975) realizou trabalhos de criação de carpas utilizando efluentes de águas residuárias e alimentação suplementar, alcançando altos índices de produtividade. Paralelamente, no Texas, Burns e Stickney (1980) realizaram experimentos com a criação de tilápias em lagoas fertilizadas com esterco de aves.

Outro aspecto abordado nos estudos diz respeito à qualidade dos efluentes de lagoas de estabilização estocadas com peixes. Schroeder (1975) verificou resultados

significativos nas lagoas com peixes, como por exemplo, a diminuição das populações de plâncton e bentos, o aumento do oxigênio dissolvido e a elevação do pH, que, juntos, contribuíram para a redução da carga orgânica, DBO (demanda bioquímica do oxigênio) e dos coliformes fecais.

Também Matheus, no período de julho de 1982 a junho de 1983, avaliou em escala piloto o comportamento de duas lagoas facultativas, sendo uma sem peixe e a outra estocada com a espécie tilápia do Nilo. Os resultados demonstraram que a presença dos peixes contribuiu para o aumento da clorofila-a, pH e oxigênio dissolvido. Já a lagoa sem peixes apresentou um aumento do fitoplâncton, uma elevação da população de crustáceos e baixos teores de oxigênio. As melhores condições das lagoas com peixes foram atribuídas à dieta alimentar dos peixes à base de fitoplâncton e zooplâncton, bem como à mistura da água promovida pelo movimento desses organismos, que evitou a acumulação de lodo no sedimento (Arcifa *et al.*, 1995). Mais recentemente, Azevevo *et al.* (1993) verificaram uma qualidade mais significativa nos efluentes de esgotos tratados, em lagoas de estabilização com peixes, com a redução da carga orgânica. Tal fato foi atribuído ao maior equilíbrio do ecossistema da lagoa e pelo fato de a tilápia alimentar-se de algas, diminuindo a chamada poluição verde no corpo receptor.

Outra contribuição, nessa linha, foi a pesquisa de Felizatto (2000), realizada na ETE – Samambaia, que verificou nos tanques com peixes o aumento dos teores de amônia e fósforo inorgânico, atribuído aos excretos liberados pelos peixes, bem como a diminuição das concentrações de clorofila e sólidos em suspensão totais, que confirmaram a capacidade filtradora das tilápias.

El-Gohary *et al.* (1995) fizeram o estudo de um sistema de lagoas de estabilização, em escala-piloto, composto de três lagoas em série (facultativa, maturação e de peixes), com o objetivo de avaliar o reúso do efluente para a aqüicultura. Foram testadas as espécies carpa prateada e tilápia do Nilo. As carpas apresentaram sinais de doenças e mortalidade total após nove dias, ao passo que as tilápias tiveram crescimento saudável de 1,43% de sua massa corpórea, atingindo uma produtividade de 71,5 kg/ha.dia ou 26 t/ha.ano. A causa da morte das carpas foi atribuída à concentração de 0,41 mg-N/L de amônia não-ionizada, já as tilápias apresentaram grande resistência às doenças e alta tolerância às concentrações de amônia não ionizada.

Outra pesquisa nessa área foi o estudo de Shereif e Mancy (1995), realizado na cidade de Suez, Egito, onde foi feita a comparação entre os peixes cultivados em efluentes tratados de lagoas de estabilização e os provenientes de uma fazenda, cuja lagoa recebia água contaminada do lago Manzala. O experimento comprovou que os

peixes cultivados no esgoto estavam em níveis inferiores de contaminação química, pesticida e metais pesados, quando comparados aos cultivados na fazenda.

Hortegal Filha *et al.* (1999) também observaram a viabilidade da utilização de lagoas de maturação na piscicultura, ao desenvolverem pesquisa no Distrito Industrial de Maracanaú, no estado do Ceará. Os resultados indicaram teores de amônia inferiores a 2,0 mg/L nas lagoas secundárias e terciárias com peixes.

Assim, de acordo com esses estudos, verifica-se a importância do estabelecimento de níveis de toxicidade dos esgotos, para que espécies de peixes possam ser cultivadas com segurança em lagoas de estabilização.

3.3.2 – Influências do ambiente aquático para os peixes

A água dos rios, lagos e mares estão em constante contato com o ar, o solo, a matéria orgânica e o metabolismo dos organismos, o que faz que a água contenha substâncias em solução e suspensão.

No ambiente aquático, os seres clorofilados (fitoplâncton) realizam a síntese dos compostos orgânicos, por meio do processo de fotossíntese, utilizando a luz solar, dióxido de carbono e sais minerais dissolvidos na água. Em consequência, a matéria orgânica sintetizada no processo serve de alimento aos peixes, aos animais microscópicos que compõem o zooplâncton (protozoários, microcrustáceos) e aos consumidores intermediários (larvas de insetos, vermes e crustáceos) que, por sua vez, também figuram como alimento para várias espécies de peixes. O fechamento da cadeia biológica alimentar ocorre com a mineralização dos organismos mortos, regressando aos compostos originais, sais minerais e dióxido de carbono.

Portanto, a vida aquática nos diversos ecossistemas tem como suporte a produção vegetal, que também depende das propriedades físicas e químicas da água (Galli, 1984).

As propriedades físicas da água exercem fortes influências no meio aquático, dentre as quais se destacam a temperatura, a transparência e a cor.

A temperatura atua de forma direta no metabolismo dos peixes, que se eleva com o aumento da temperatura e decresce com a diminuição da mesma. Essas variações afetam a sobrevivência e os processos vitais dos peixes, como a respiração, o crescimento e a reprodução.

De acordo com Vinatea Arana (1997), as condições climáticas são mais variáveis em zonas temperadas do que nas regiões frias e tropicais, o que torna a faixa térmica dos peixes temperados mais ampla que a dos demais. Além desse aspecto, os níveis de tolerância máximo e mínimo da temperatura variam de acordo com a espécie.

Segundo Galli (1984), as variações na temperatura da água desencadeiam nos peixes as migrações, a desova e a evolução acelerada dos ovos. As oscilações de 3 a 4°C de temperatura, em um mesmo dia, são prejudiciais aos ovos, larvas e alevinos dos peixes.

A temperatura da água também exerce influência sobre o teor de oxigênio dissolvido na água, apresentando uma relação inversa, ou seja, quanto menor a temperatura, maior o teor de oxigênio na água e vice-versa. Entretanto, em temperaturas elevadas, além da diminuição do oxigênio, há o aumento do metabolismo dos peixes e o conseqüente incremento de suas necessidades nutritivas. A elevação da temperatura concorre ainda para o aumento da toxidez de alguns compostos. Considera-se que, para cada aumento de 10°C na temperatura da água, se duplicam os efeitos tóxicos nos peixes. Por isso, em águas poluídas, a mortalidade de peixes é maior no verão do que no inverno (Galli, 1984).

Outro fenômeno muito comum em lagos e tanques de piscicultura é a estratificação térmica, que ocorre quando existe uma diferença de densidade entre as camadas superior e inferior, não sendo possível sua uniformização pela ação dos ventos. Por conseguinte, o calor é mais absorvido nas camadas superficiais da água, ficando as camadas inferiores mais frias. Em lagoas de estabilização, a estratificação é muito comum, em razão da turbidez elevada provocar o aquecimento rápido da camada superior da água, especialmente, em dias ensolarados. O quadro de estratificação pode inverter-se com a ação dos ventos e da chuva, ou quando ocorrem diminuições de densidade de fitoplâncton, pois a maior transparência da água permite que a luz atinja as camadas mais inferiores (Vinatea Arana, 1997).

A transparência e a cor da água estão relacionadas à penetração da luz no meio aquático. Com isso, a ocorrência da turbidez oriunda de partículas em suspensão e em solução na massa d'água (argila, silte, matéria orgânica, microorganismos, etc.) pode provocar a redução da penetração da luz. Para Galli (1984), as águas com elevada turbidez dificultam a realização da fotossíntese. Nesses casos, os peixes são bastante afetados, por causa da diminuição do fitoplâncton e do teor de oxigênio dissolvido na água.

A turbidez elevada também pode acarretar o soterramento dos organismos bentônicos (organismos que vivem no fundo) que servem de alimento aos peixes, ou mesmo, danos diretos como a aderência de argila às guelras ou aos ovos dos peixes. Além da turbidez, que confere à água cor aparente, a sua cor verdadeira é resultado da presença de compostos químicos em solução, oriundos da decomposição da matéria orgânica dos mananciais ou do húmus dos solos adjacentes, que também exercem limitações à penetração da luz

Já a respeito das propriedades químicas da água, as mais evidentes são: os gases dissolvidos, o potencial hidrogeniônico (pH), os sais minerais e os metais pesados.

Dentre os gases dissolvidos, o oxigênio do ar atmosférico representa uma quantidade de aproximadamente 210 mg/L, ao passo que na água doce a taxa raramente ultrapassa 10 mg/L (Galli, 1984).

O teor de oxigênio nas águas depende do tipo de ambiente. Nos cursos d'água que possuem grande velocidade e agitação (corredeiras, cachoeiras, etc.), esses mecanismos suprem o meio de oxigênio. Em ambientes lênticos (lagos), o suprimento é feito pela difusão do ar (ventos) e pela fotossíntese dos vegetais aquáticos, e a última é a maior responsável pelo suprimento de oxigênio nos meios ambientes lênticos.

Na dependência da luminosidade, a oxigenação do meio aquático varia ao longo do dia e da noite. O oxigênio dissolvido aumenta após o nascer do sol, atinge o máximo de concentração no meio da tarde, começa a declinar ao entardecer e alcança o mínimo antes do nascer do sol. Por isso, no período noturno pode ocorrer a mortalidade de peixes, em razão da demanda de oxigênio para a respiração dos peixes e das plantas.

As concentrações de oxigênio também possuem uma relação com a temperatura, ou seja, o aumento da temperatura provoca a diminuição de oxigênio e vice-versa.

Todo e qualquer processo biológico relaciona-se com o oxigênio, portanto, o seu acompanhamento permite avaliar o grau da atividade biológica dos organismos aquáticos aeróbios e anaeróbios existentes no meio.

Conforme Vinatea Arana (1997), as baixas concentrações de oxigênio em ambientes aquáticos podem ser consequência dos seguintes fatores:

- tanques profundos (com mais de 1 metro de profundidade) podem provocar uma estratificação do oxigênio por ação do fitoplâncton, o qual consegue estacionar na camada superficial.
- fitoplâncton muito abundante, que retira oxigênio da água durante a noite, por meio dos processos de respiração.
- alimento excessivo, aumentando a carga de matéria orgânica a ser decomposta pelas bactérias.
- dias encobertos, que diminuem significativamente os processos de fotossíntese.
- morte repentina do fitoplâncton.
- contaminação da água de captação com substâncias e sólidos orgânicos (Vinatea Arana, 1997, p. 45).

Portanto, os baixos níveis de oxigênio dissolvido são considerados limitantes para a piscicultura, pois acarretam a diminuição do apetite dos peixes, com conseqüente diminuição do crescimento e maior susceptibilidade a doenças.

Outro gás que merece destaque nos ecossistemas aquáticos é o gás carbônico, por ser essencial à realização da fotossíntese, à estabilização do pH, à formação das estruturas calcárias de diversos invertebrados (conchas, carapaças, etc.), à decomposição da matéria orgânica, bem como por ser útil à respiração das plantas e animais que vivem na água. Assim como o oxigênio, esse gás também possui relação inversa com a temperatura do meio.

Ainda exercem grande influência as altas concentrações de amônia total na água, pois ocasionam a elevação do pH sanguíneo dos organismos aquáticos e problemas respiratórios nos peixes.

A amônia pode atingir os ecossistemas aquáticos, por meio do lançamento de efluentes domésticos e industriais nos corpos d'água e pelo carreamento de defensivos agrícolas e fertilizantes utilizados na agricultura.

Essa substância química é considerada uma das mais tóxicas para os peixes e demais organismos aquáticos, podendo em soluções aquosas assumir as formas ionizada ou íon amônio (NH_4^+) e não-ionizada ou amônia livre (NH_3).

Thurston *et al.* (1981) relatam que várias pesquisas têm demonstrado que a amônia livre é considerada mais tóxica para os peixes que a amônia ionizada, embora essa última possa apresentar alguma toxicidade. A explicação para tal observação consiste na facilidade com que a forma NH_3 atravessa as membranas das guelras do peixe, sendo a forma NH_4^+ menos permeável.

A esse respeito, Tomasso *et al.* (1980) mencionam que a forma não-ionizada da amônia, ao atravessar as membranas das guelras dos peixes, estabelece uma tendência de equilíbrio entre as concentrações interna e externa dessa forma de amônia. Um aumento na concentração externa da amônia não-ionizada causa a elevação da concentração interna, resultando o estabelecimento de um equilíbrio interno no peixe entre as formas não-ionizada e ionizada. O equilíbrio consiste na conversão de algumas formas não-ionizadas em ionizada, o que contribui para a entrada de mais amônia da forma não-ionizada dentro do peixe. Assim, um pequeno aumento na concentração externa de amônia não-ionizada pode causar uma grande elevação na concentração interna de amônia total.

Segundo o mesmo autor, o equilíbrio aquoso da amônia é dependente do pH e, em percentual menor, da temperatura e do equilíbrio iônico. A elevação do pH provoca o aumento da concentração do íon H^+ e o equilíbrio da reação é deslocado para a

esquerda, favorecendo a presença de NH_3 , como pode ser observado na equação a seguir:



Com essa constatação, observou-se que o aumento de uma unidade de pH corresponde à elevação de 10 unidades na concentração de NH_3 , ou seja, uma mesma concentração de amônia pode ser 10 vezes mais tóxica para os peixes em um pH 8,5 do que em pH 7,5. Tal fato também foi mencionado por Hoffman *et al.* (1994), e ainda considera que o aumento de 10°C na temperatura, para qualquer pH, resulta no aumento de três unidades na concentração da amônia não ionizada.

Richardson (1997) também estudou a toxicidade da parcela não-ionizada da amônia e concluiu que um aumento na temperatura de 20°C para 25°C, em conjunto com a elevação do pH de 7,5 para 8,5, pode causar um aumento de 15 vezes na concentração de NH_3 .

Além do mais, Thurston e Russo (1981) concluíram em suas pesquisas que, para altas concentrações de amônia total, a toxicidade da espécie NH_4^+ pode ser notada e que a parcela NH_3 apresenta uma toxicidade de 300 a 400 vezes maior.

Tomasso *et al.* (1980), em seus estudos a respeito da amônia, relatam que, conforme são elevados os valores de pH e temperatura, o percentual da forma não-ionizada da amônia também aumenta. Tratando do mesmo assunto vários estudos, citados por Reis e Mendonça (1999), mencionam a diminuição na toxicidade da amônia não-ionizada com o aumento da temperatura, apesar da parcela NH_3 ser ainda substancialmente mais tóxica que o íon amônio.

Outros estudos, citados por Erickson (1985), também relatam a redução da toxicidade do NH_3 com a elevação do pH. Essa conclusão também foi comprovada em estudos recentes de Reis e Mendonça (1999), que declaram que o pH e a temperatura exercem influência na toxicidade da parcela NH_3 , sendo menor em águas alcalinas e de temperatura elevada. Portanto, esses autores consideram os atuais limites impostos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que estabelece para os efluentes as concentrações de amônia total de 5mg/L-N, bastante rigorosos, quando dissociados das influências do pH e temperatura.

Usualmente, os métodos laboratoriais fazem a determinação da amônia total, que corresponde à soma das formas ionizada e não-ionizada da amônia. Emerson *et al.* (1975), citado por Reis e Mendonça (1999), estabeleceram uma expressão que possibilita a determinação do percentual da forma não-ionizada da amônia baseada nas concentrações de amônia total. Essa fórmula tem sido adotada pela *Environmental Protection Agency* (EPA) desde 1976:

$$\% \text{NH}_3 = \frac{1}{1 + 10^{[0,09018 + 2729,92 / (T + 273,20)] - \text{pH}}} \quad (\text{Equação 3.2})$$

Segundo Reis e Mendonça (1999), a toxicidade da amônia não-ionizada (NH_3) é influenciada pelas condições de pH e temperatura dos corpos d'água, sendo reduzida com o crescimento dos valores de pH e temperatura, e aumentada quando os valores de pH e temperatura são baixos. Essa posição diverge da apresentada por Pádua (1996), ao declarar que tanto as parcelas NH_4^+ como a NH_3 são mais tóxicas em situações com pH e temperatura elevados.

Os peixes são também sensíveis às variações do potencial hidrogeniônico (pH). O efeito tampão ou a estabilização do pH no meio aquático é atingido pela mistura do carbonato, existente na água, e do ácido carbônico formado pela combinação do gás carbônico com a água. A água quando pobre em carbonatos e bicarbonatos apresenta flutuações de pH, e pode tornar-se ácida, em razão do aumento de CO_2 , e alcalina pela intensa realização da fotossíntese, que leva a absorver altos teores desse gás (Galli, 1984).

O pH também é um parâmetro muito importante na aquicultura, pois possui efeito sobre o metabolismo e processos fisiológicos dos organismos aquáticos. Altos valores de pH em tanques de cultivo são o resultado da abundância de fitoplâncton no meio e podem exercer forte influência na toxicidade de alguns parâmetros, como o aumento da percentagem de amônia não ionizada em pH alcalino, e de ácido sulfídrico (H_2S) em pH ácido, ambos tóxicos aos organismos aquáticos (Vinatea Arana, 1997).

Os sais minerais, no meio aquático, são prioritários para os organismos autótrofos, responsáveis pela síntese dos compostos orgânicos no processo de fotossíntese. Dentre os sais minerais essenciais para o crescimento dos vegetais, destacam-se o nitrogênio, o fósforo, o enxofre, o potássio, o magnésio, o cálcio e o ferro.

O fósforo é apresentado no meio aquático, sob a forma de fosfatos solúveis, ao passo que os compostos nitrogenados são oriundos de restos de plantas e animais, excrementos, que são transformados em nitritos e nitratos por bactérias nitrificantes, sendo os nitratos absorvidos pelas plantas, completando-se, desse modo, o ciclo.

A elevação das concentrações de nitratos e fosfatos nas águas favorece a fertilização do meio, o que contribui para o aumento da produção de peixes, em virtude da elevação da quantidade de alimento disponível e do aumento da oxigenação do meio. Todavia, a proliferação intensa das algas (eutrofização), muitas vezes, gerada pelo lançamento de fertilizantes ou de esgotos na água, dificulta a penetração da luz e do ar

nesse meio, provocando a morte das algas e a conseqüente diminuição do oxigênio dissolvido por causa da decomposição da matéria orgânica.

Os metais pesados também exercem influência no meio aquático, em virtude de sua ação tóxica para os organismos aquáticos. Segundo Branco (1978), os metais apresentam-se na seguinte ordem decrescente de toxidez para os peixes: mercúrio, cobre, zinco, cádmio, estanho, alumínio, níquel, ferro trivalente, ferro bivalente, bário, manganês, potássio, cálcio, magnésio e sódio.

3.4 – PISCICULTURA

Existem, no Brasil, mais de duas mil espécies de peixes de água doce. Entretanto, poucas são cultivadas pelo desconhecimento da natureza das espécies quanto à alimentação, crescimento, reprodução, etc. (Woynarovich, 1985).

No mundo, há aproximadamente vinte espécies de peixes que são cultivadas de forma intensiva e em torno de sessenta espécies cultivadas em nível experimental. As principais espécies de peixes já adaptadas ao cultivo intensivo são: carpa comum, carpa prateada, carpa cabeça grande, carpa capim, tilápia nilótica, tambaqui e curimatã pacu.

Em seus estudos, Woynarovich (1985) cita vários fatores que determinam a escolha de uma espécie de peixe para o cultivo intensivo:

- boa aceitação pelo consumidor;
- custo baixo no mercado;
- crescimento rápido;
- dieta com alimentos naturais: peixes iliófagos (nutrem-se de pequenos crustáceos e suas larvas), algáfagos, zooplactófagos, herbívoros ou aqueles que se alimentam de organismos bentônicos;
- boa aceitação para alimentos artificiais (grãos, sementes, etc.);
- espécie resistente ao manuseio, transporte e a teores baixos de oxigênio dissolvido;
- propagação em águas paradas;
- capacidade de convívio com outras espécies.

3.4.1 – Características dos peixes

Este item faz uma abordagem resumida das características associadas à morfologia e à anatomia dos peixes. Busca-se entender os aspectos ligados à Biologia, uma vez que esta investigação desenvolveu-se no campo da Engenharia Sanitária e Ambiental.

Na escala zoológica, os peixes são classificados como vertebrados inferiores e animais aquáticos de sangue frio (pecilotérmicos), ou seja, a temperatura de seus corpos é variável e acompanha a temperatura da água, com diferenças de apenas 0,5 a 1° C. O equilíbrio térmico entre o sangue e a água é obtido mediante a circulação sangüínea nas brânquias (Galli, 1984).

Segundo CETESB (1978^b), os peixes constituem o grupo mais numeroso dentre os vertebrados. Estima-se cerca de 15.000 a 17.000 espécies vivendo em todos os ambientes aquáticos (água doce, salobra, salgada, quente e fria).

A estrutura dos peixes, em analogia com a dos humanos, apresenta esqueleto que sustenta músculos, coração que bombeia sangue para todo o corpo, guelras no lugar de pulmões e também possuem os cinco sentidos.

Os peixes respiram engolindo água, deixando-a passar pelas guelras, que são estruturas formadas de filamentos que absorvem o oxigênio da água e eliminam o dióxido de carbono e outros resíduos. Algumas espécies, além das guelras, possuem outro tipo de órgão respiratório, denominado labirinto, localizado próximo às guelras, que servem para armazenar o ar retirado da atmosfera. As narinas dos peixes não são utilizadas na respiração, apenas servem para o olfato (Mills, 1998).

A locomoção dos peixes é feita, fundamentalmente, pelo movimento da base da cauda (pedrículo caudal) e as nadadeiras fazem o papel de estabilizadores.

A pele é geralmente protegida por escamas, que servem para reduzir a fricção com a água, proteger a pele de predadores, dos parasitas e do sol. A pele é uma membrana semipermeável; em água doce (menos densa), a pressão osmótica acarreta a entrada de água no peixe (mais denso), sendo equilibrada pela excreção do excesso de água. Em água salina (mais densa) ocorre o contrário, os peixes perdem água para o meio, devendo ser compensado pela ingestão de mais água.

A posição e o formato da boca dos peixes identificam o nível de água em que vivem e o tipo de alimentação. O aparelho digestivo é formado pela boca, geralmente com dentes, faringe, esôfago, estômago, intestino e ânus, bem como os órgãos anexos, fígado e pâncreas (CETESB, 1978^b).

Os peixes possuem uma bexiga natatória, cheia de ar, que permite sua flutuabilidade na água, sendo inflada ou desinflada para equalizar seu peso com o da água. Alguns peixes também utilizam esse órgão para amplificar sons.

O sistema nervoso dos peixes é ligado ao mundo exterior por meio de minúsculas aberturas nas escamas, dispostas em uma fileira horizontal ao longo do corpo, chamada de linha lateral. Esse mecanismo permite aos peixes a detecção de mudanças à sua volta, como ecos e atritos.

Quanto à reprodução, os peixes são ovíparos, ovovivíparos e vivíparos. Os ovíparos possuem fecundação e desenvolvimento no meio externo, de forma que os ovos expelidos na água pelas fêmeas são fecundados pelos machos, ao passo que os ovovivíparos possuem fecundação interna e desenvolvimento externo. No processo de reprodução, os filhotes soltos no meio externo são alimentados por uma bolsa, chamada saco vitelino. Já os vivíparos realizam a fecundação por união sexual, de maneira que os alevinos são alimentados internamente pelo organismo materno e expelidos para o meio externo já formados (Seljan Júnior e Gonçalves, 1979).

A Figura 3.2 apresenta, de forma geral, a morfologia e a anatomia dos peixes.

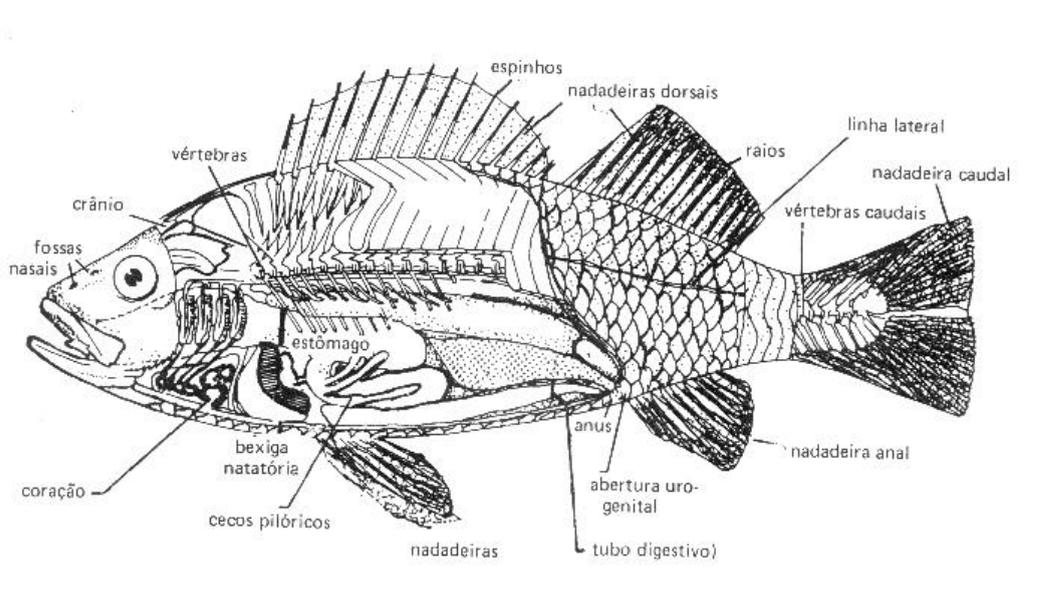


Figura 3.2 – Morfologia e anatomia externa e interna dos peixes (CETESB, 1978^a)

3.4.2 – Espécies de peixes utilizadas no experimento

Para o estudo, foram eleitas as espécies carpa prateada e tilápia do Nilo, em razão de pesquisas experimentais já terem demonstrado resultados significativos quanto ao cultivo dessas espécies em águas residuárias. Conforme os estudos, essas espécies de peixes demonstram alta resistência às doenças e capacidade de sobrevivência em águas residuárias. Pelo fato de serem usados no experimento, esses peixes são abordados, a seguir, de forma mais específica.

3.4.2.1 – Tilápia

Segundo Peirong (1989), as tilápias são espécies da família *Cichlidae*, originárias do continente africano. Há mais de cem espécies e subespécies conhecidas, que constituem dois gêneros: *Tilapia* e *Oreochromis*, sendo o último gênero denominado, anteriormente, de *Sarotherodon*, segundo Matheus (1986). Os peixes do gênero tilápia são macrófagos e apresentam uma dieta alimentar predominante de vegetais superiores, ao passo que os do gênero *Oreochromis* possuem uma dieta fitoplanctófaga. Várias são as espécies de tilápias, dentre as quais se encontram a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), a tilápia do Congo (*Tilapia rendalli*) e a tilápia de zanzibar (*Oreochromis hornorum*).

Kubitza (2000) menciona que a tilápia do Nilo, de linhagem tailandesa, também denominada “chitralada”, foi originada de um processo de seleção da espécie, feito na Tailândia. A espécie foi introduzida no Brasil em 1997 e demonstra ter uma natureza mais dócil e ser mais fácil para o manuseio. Ressalta-se que essa espécie de tilápia foi a utilizada no experimento.

As tilápias do Nilo e de zanzibar foram introduzidas no Brasil, em 1971, pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), com o objetivo de povoar os açudes da Região Nordeste do país. Os peixes foram originários da Costa do Marfim, África e foram doados pelo *Centre Technique Forestier Tropical*, França (Melo *et al.*, 1987).

A espécie tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) tem sido bastante empregada no tratamento de esgotos. Esse peixe possui listras verticais na nadadeira caudal, apresenta coloração cinza azulada, corpo curto e alto, cabeça e cauda pequenas. Como é uma espécie de clima tropical, vive melhor em temperaturas superiores a 25° C e apresenta crescimento rápido. Consegue sobreviver em ambientes com teores inferiores a 1 mg/L de oxigênio dissolvido. É um peixe herbívoro, que se alimenta de algas grandes em colônias, zooplâncton, folhas e ramos de certas plantas aquáticas. Na verdade, não possui restrição alimentar, podendo ser considerado como onívoro (Companhia de Energia de São Paulo – CESP, 1985).

Em geral, as tilápias são resistentes a manejo e a doenças, mas a *American Tilapia Association* identificou que o *Streptococcus iniae* é o agente patogênico que mais afeta o cultivo dessa espécie (Bowser *et al.*, 1998).

As tilápias são peixes de rápido crescimento, que podem atingir cinco quilos ou mais, e apresentam carne com pouco conteúdo de gordura, sem espinhos e de bom paladar. Os machos apresentam maior crescimento do que as fêmeas, por isso, é muito comum na piscicultura dessa espécie a adoção do método de hibridação (reversão

sexual), para se obterem somente alevinos machos, evitando-se a reprodução e o possível superpovoamento nos tanques. O processo de hibridação deve ser iniciado assim que os alevinos são retirados do tanque de reprodução, devendo ser mantidos em tanques de cimento, e alimentados com ração contendo hormônio, durante quatro semanas consecutivas, para que a reversão seja efetuada. Após esse período, os alevinos revertidos passam a ser cultivados em tanques de terra.

A reprodução varia com a idade e tamanho do peixe, mas normalmente a desova inicia-se aos seis meses de idade, podendo começar aos quatro meses para peixes mais desenvolvidos. Entretanto, em locais de temperatura elevada, a desova pode ocorrer de dois em dois meses. O ninho é construído pelo macho na superfície da água e possui diâmetro de, aproximadamente, 20 a 90 cm e profundidade de 5 cm. Depois de uma intensa movimentação do casal, os óvulos são depositados pela fêmea e imediatamente fecundados pelo macho. Após a fecundação, a fêmea recolhe os ovos na boca para a incubação, eclosão e proteção das larvas. As larvas só são liberadas pela fêmea de sete a dez dias após a eclosão dos ovos. Assim, o número de alevinos produzidos depende do tamanho da fêmea, mas, geralmente, a quantidade varia entre cem a quinhentos alevinos.

Quinze dias após a estocagem dos reprodutores, quando os alevinos já estão nadando em cardume na superfície, devem-se separar os alevinos em tanques de alevinagem, para evitar o canibalismo. Depois de um mês, deve-se proceder à separação por tamanho, para a estocagem em vários tanques. Quando os alevinos atingem cerca de 5 cm de comprimento, podem ser utilizados para povoamento de reservatórios.



Figura 3.3 – Fêmea de tilápia com ovos fecundados na boca

3.4.2.2 – Carpa

A carpa é uma espécie da família *Cyprinidae* de procedência desconhecida, mas se supõe ser originária da China, Ásia ou Europa Oriental. Essa espécie foi introduzida no Brasil, em 1882. É um peixe bastante resistente às alterações de temperatura, sobrevive na faixa de 0°C a 40°C e apresenta ótimo desenvolvimento a 28°C. Além do mais, suporta níveis de oxigênio dissolvido até 3,2 mg/L, mas o teor ideal está entre 7 e 9 mg/L. Por ser onívoro, alimenta-se praticamente de tudo, seu apetite aumenta com a temperatura, entre 24°C e 28°C. Na fase juvenil, alimenta-se de zooplâncton e, na fase adulta, de animais bentônicos (minhocas, larvas de insetos, etc.).

Há várias espécies de carpas utilizadas na aquicultura destacando-se: a carpa comum ou carpa escama, a carpa espelho, a carpa cabeça grande, a carpa prateada e outras. A carpa é uma espécie de peixe muito prolífica, uma fêmea de um quilo pode ter mais de cem mil óvulos. A reprodução ocorre em ambientes lênticos e a desova é feita sobre a vegetação aquática, submersa ou flutuante, na qual os ovos ficam aderidos.

As carpas foram pesquisadas no policultivo por Milstein e Hephher (1985), que estudaram as interações entre a carpa comum (*Cyprinus carpio*), os machos híbridos de tilápia (*Oreochromis niloticus* L. x *O. aureus*) e a carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*), observando seus efeitos em populações de zooplâncton. Os peixes foram estocados em dez lagoas de 0,1 ha cada uma, em diferentes proporções. A investigação concluiu que as diferenças mais significativas no zooplâncton foram notadas entre as lagoas com e sem carpa prateada, e que o efeito desse peixe na comunidade zooplânctônica decorreu por causa de sua vocação como predador e da diminuição de sua fonte preferencial de alimentos.

A carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) é uma espécie que se alimenta de zooplâncton e fitoplâncton (algas menores), possui em seus arcos branquiais um aparelho especial de filtração e, por essa razão, não consegue consumir alimentos inteiros. Essa espécie de carpa foi também estudada por Milstein e Hephher (1988), em tanques de cultivo. Foi observado que a carpa prateada colabora para o estabelecimento de uma comunidade planctônica rica em pequenas algas e rotíferos sedimentáveis, com o aumento das algas nanoplâncton (que passam pelo filtro do peixe) e o decréscimo do netplâncton (algas grandes e zooplâncton).

A utilização desse peixe consorciado com esgotos domésticos vem sendo estudada, em virtude da grande biomassa das algas geradas nesses meios e que servem de alimento para os peixes.

Starling (1989) também realizou experimento de biomanipulação, no lago Paranoá/Brasília, utilizando carpa prateada. Os estudos permitiram concluir que essa

espécie pode ser usada para o controle da alga cianofícea (*Cylindrospermopsis raciborskii*), presente em abundância nesse lago.

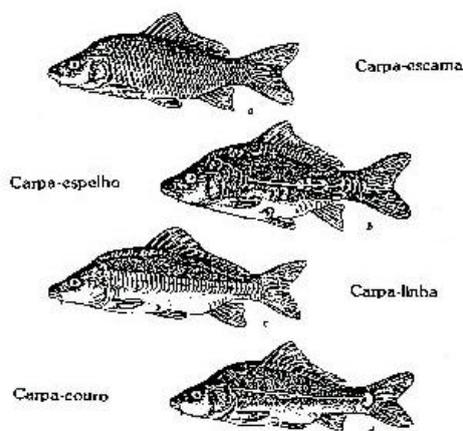


Figura 3.4 – Carpa-comum: variedades (Proença e Bittencourt, 1994)

3.5 – CONTROLE DE AGENTES TÓXICOS

Por muito tempo, ficou estabelecido que a adoção de níveis desejáveis de eficiência nos processos de tratamento de esgotos e a fixação de padrões de emissão e de qualidade das águas, por intermédio de análises físico-químicas de substâncias específicas, garantiriam a preservação da biota e a proteção dos mananciais receptores desses efluentes.

No entanto, vários estudos desenvolvidos (CETESB, 1986; Zagatto *et al*, 1988; Bertoletti, 1990) demonstraram que, mesmo os efluentes que obedeceram aos padrões de emissão estabelecidos nas legislações, causaram efeitos nocivos à biota aquática, uma vez que as substâncias tóxicas eram analisadas isoladamente e não se avaliava o seu efeito cumulativo. Além disso, havia dificuldade em analisar a variabilidade das substâncias existentes, até porque muitas delas ainda não possuem padrões de emissão estabelecidos nas legislações.

Segundo Tommasi (1994), os efeitos cumulativos dos agentes tóxicos são impactos que ocorrem com muita freqüência no tempo ou densidade no espaço, e não conseguem ser assimilados, da mesma forma que também podem ser combinados com os efeitos de outras atividades de modo sinérgico.

Assim, os testes de toxicidade foram implantados para cobrir essa lacuna, visando determinar os efeitos deletérios às comunidades aquáticas sem, no entanto, se preocuparem com a identificação dos agentes tóxicos presentes, mas avaliando um único parâmetro, a toxicidade. Por isso, a adoção dos dois procedimentos associados, a

análise das substâncias tóxicas e os ensaios de toxicidade complementam-se, permitindo a obtenção de maior credibilidade e segurança no estabelecimento dos padrões de emissão e de qualidade das águas, no monitoramento dos xenobióticos nos ecossistemas aquáticos, bem como na diminuição dos impactos gerados por efluentes tratados em termos ecotoxicológicos (CETESB, 1990).

Os estudos a respeito da toxicidade da água surgiram em decorrência da Revolução Industrial, em razão do lançamento de substâncias químicas pelo homem, nos ecossistemas aquáticos, nos terrestres e na atmosfera, provocando modificações no ambiente. Assim, a preocupação em compreender o comportamento e as transformações dos agentes químicos nos organismos vivos e ecossistemas fez com que surgisse a ciência Ecotoxicologia, criada por Truhaut, em 1969 (Hoffman *et al.*, 1994), como uma extensão da Toxicologia.

Os estudos ecotoxicológicos foram iniciados pelos países industrializados, como França, Canadá, Alemanha e EUA, em razão da presença de agentes químicos oriundos, sobretudo, das atividades industriais, que passaram a causar prejuízos à flora e à fauna aquáticas (Ziulli e Jardim, 1998).

Hoffman *et al.* (1994), ao fazerem uma retrospectiva histórica desse tema, declaram que os primeiros testes de toxicidade aguda com organismos aquáticos foram realizados em 1863, utilizando efluentes industriais. No campo da toxicologia aquática Forbes (1887, *apud* Hoffman *et al.*, 1994) é considerado um dos primeiros pesquisadores a reconhecer a presença e a ausência de comunidades em ecossistemas aquáticos e a fazer a classificação de rios. Em sua classificação, Forbes leva em conta as diferentes zonas de poluição, tomando como base a tolerância das espécies. Os primeiros artigos a respeito da toxicidade dos metais pesados, chumbo e zinco, em peixes foram feitos por Carpenter (1924, *apud* Hoffman *et al.*, 1994), daí em diante, surgiram várias pesquisas que trataram da toxicidade de outros metais com diversos tipos de organismos.

O primeiro método padrão para avaliação da toxicidade foi publicado por Hart *et al.* (1945, *apud* Hoffman *et al.*, 1994) e, posteriormente, adaptado pela *American Society for Testing and Materials*.

Zagatto e Gherardi-Goldstein (1991) citam as pesquisas da *Environment Canada* (1982) que detectou, por meio de análises físico-químicas e ecotoxicológicos das águas e dos sedimentos de um de seus rios, que o impacto gerado no rio era causado pelo despejo líquido da atividade de mineração

Os primeiros estudos toxicológicos utilizando *Daphnia magna* foram iniciados por Ellis, em 1937. Somente no período de 1944 a 1946, os métodos foram padronizados por Anderson para a execução de testes de toxicidade com esse organismo (Hoffman *et al.*, 1994). Segundo Karbe (1984, *apud* Zagatto e Gherardi-Goldstein, 1991), na Alemanha

também foram utilizados vários testes com *Daphnia magna* para o monitoramento de águas receptoras.

Assim, os estudos a respeito da toxicidade da água contribuíram para que os testes de toxicidade fossem regulamentados e tivessem caráter obrigatório, e daí então passaram a ser implantados por meio de normas oficiais, nos Estados Unidos da América, desde 1985, pela *Environmental Protection Agency* (EPA) e na Europa, em 1993 (Ziulli e Jardim, 1998). No Brasil, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) vem realizando, desde 1996, o controle toxicológico do lançamento de efluentes nos corpos d'água do estado de São Paulo, com base na legislação estadual e federal de controle de poluição vigente (Basso e Tremaroli, 1992).

Os testes de toxicidade foram considerados no passado como supérfluos e de extremo rigor técnico. No cenário atual, a implementação desses testes é uma tendência internacional, especialmente para efluentes industriais complexos. No Brasil, eles constituem uma necessidade, não só para acompanhar o processo evolutivo das ciências aplicadas ao bem-estar social, mas também como medida de preservação dos mananciais de água. Por conseguinte, os testes de toxicidade devem ser efetivados, de forma normativa, pelos órgãos estaduais e federais, responsáveis pela preservação do ambiente (Ziulli e Jardim, 1998).

3.5.1 – Descrição dos testes de toxicidade

Os bioensaios ou ensaios biológicos são empregados na avaliação dos efeitos biológicos, por meio de testes controlados em laboratório ou no ambiente. Uma importante utilização dos bioensaios é a avaliação da toxicidade. Esses testes consistem no emprego de organismos vivos, que atuam como indicadores da presença de substâncias nocivas à biota das comunidades aquáticas. Vários são os bioindicadores empregados nos ensaios biológicos, dentre os quais se destacam as algas, os microcrustáceos, os peixes e os pequenos insetos. De acordo com a CETESB (1990), é recomendável avaliar a toxicidade em relação a mais de uma espécie, pois, dependendo da composição química, algumas substâncias são tóxicas apenas em determinado nível trófico. Conseqüentemente, por questões de segurança, é recomendado adotar resultados provenientes de testes com os organismos mais sensíveis. Segundo Branco (1978), as espécies indicadas para análise da toxicidade de determinado manancial devem ser encontradas, com freqüência, nas zonas sem poluição do manancial em estudo; além do mais, devem apresentar sensibilidade às variações da qualidade da água.

Os testes de toxicidade têm sido utilizados para diferentes fins, tais como: monitoramento de efluentes; avaliação das condições dos corpos receptores e ecossistemas aquáticos; previsão dos efeitos da adição de novas cargas poluidoras no meio ambiente; estabelecimento de padrões de qualidade e dos limites toleráveis; controle de poluição e em Estudos de Impacto Ambiental (Tommasi, 1994).

Segundo Castagnoli (2000), foram realizados ensaios de toxicidade com a espécie tilápia azul (*Oreochromis aureus*), utilizando como substância-teste a amônia (NH₃) para a determinação da LC50 (24 horas), LC50 (48 horas) e LC50 (96 horas). Os valores obtidos foram 2,5; 2,4 e 2,3 mg/L, respectivamente, o que demonstra maior resistência dessa espécie à amônia do que a maioria dos peixes, com tolerância inferior a 1,0 mg/L.

Diversas variáveis podem interferir na precisão analítica dos métodos de toxicidade, como por exemplo, as bióticas, que se referem à sensibilidade da espécie, ao estágio vital e ao tamanho dos organismos, e as abióticas relativas à temperatura, pH, OD, dureza (Bertoletti, 1989). Além disso, os bioensaios possuem certas limitações em virtude das condições controladas de laboratório não acontecerem na natureza, e os efeitos observados nos organismos de laboratório não serem reais e iguais aos que ocorrem em comunidades de ecossistemas naturais.

3.5.2 – Tipos de controle dos agentes tóxicos

De forma geral, duas abordagens diferentes são utilizadas para controlar os agentes tóxicos presentes em efluentes ou corpos d'água: controle por meio de substâncias específicas e controle como um todo.

O controle de substâncias específicas é realizado por meio de análises físico-químicas e vem sendo utilizado, com base na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente n.º 20 de 18 de junho de 1986 (CONAMA, 1992). No entanto, percebem-se os limites da legislação vigente que estabelece os padrões para uma quantidade reduzida de substâncias, se comparada com a infinidade de substâncias existentes. Deve-se também considerar o alto custo econômico para a realização de testes específicos, relativos às várias substâncias presentes, em determinado efluente ou corpo d'água.

Outro aspecto a ser abordado é que a análise de substâncias isoladas, por meio de padrões de emissão, não garante a proteção da biota aquática, pois não são analisados os efeitos da mistura e os sinergismos entre substâncias.

Já o controle como um todo é realizado mediante testes de toxicidade, que consistem na avaliação do efeito dos efluentes sobre a biota aquática, utilizando

organismos-teste ou bioindicadores encontrados com freqüência em partes não-poluídas do manancial a ser estudado.

Assim, os testes de toxicidade reduzem a grande gama de parâmetros físico-químicos que deveriam ser analisados, restringindo-se à determinação de uma única variável de controle, a toxidez. Todavia, os estudos realizados tentando analisar comparativamente as análises físico-químicas com os testes de toxidez não conseguiram estabelecer uma analogia entre os diversos parâmetros (Ziulli e Jardim, 1998).

Em razão das vantagens e das limitações existentes nos dois tipos de controle existentes, faz-se necessária a utilização dos dois processos em conjunto para o controle efetivo dos efluentes em corpos d'água, visando a preservação das comunidades aquáticas.

3.5.3 – Legislação ambiental

A legislação federal brasileira a respeito do ambiente, Resolução CONAMA n.º 20, de 18 de junho de 1986, disciplina o lançamento de efluentes em corpos de água, considerando os critérios físico-químicos.

O artigo 1.º dessa Resolução defini as classificações das águas, conforme os seus usos preponderantes. Dentre as diversas classes estabelecidas, as de número dois e três têm seus parâmetros fixados visando à preservação da fauna e da flora em comunidades aquáticas.

O artigo 12 da mesma Resolução menciona que os efeitos sinérgicos entre substâncias específicas do efluente, citadas ou não na legislação, não poderão causar efeitos letais, alterações de comportamento, de reprodução ou de fisiologia da vida.

Já o artigo 23 reforma a argumentação do tema, quando menciona não só a obrigatoriedade em atender aos limites fixados para substâncias específicas, como o de não conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento na classificação das águas.

Portanto, a legislação não menciona a realização de ensaios de toxicidade, mas esses têm encontrado respaldo no artigo 12 (Resolução CONAMA n.º 20 de 1986), em razão da lacuna existente na legislação brasileira atual.

Para Tommasi (1994), o estado da Bahia foi pioneiro em estabelecer a realização de bioensaios para o lançamento de efluentes, por meio do art. 61 do Decreto n.º 28.687 de 11 de fevereiro de 1982.

A CETESB tem desenvolvido testes de toxicidade baseados na Resolução CONAMA n.º 20/1986 e na legislação estadual de São Paulo, Regulamento da Lei

Estadual n.º 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto Estadual n.º 8.468, de 8 de setembro de 1976, artigo 7º (CETESB,1990). A legislação integra os padrões numéricos (substâncias específicas) e descritivos (testes de toxicidade) para assegurar a qualidade das águas em relação aos diversos usos a que se destinam.

Em resumo, os testes de toxicidade devem ser aplicados prioritariamente no controle de poluição de corpos d'água de classes dois ou três, ou de outras classes, quando exercerem influência significativa nos recursos hídricos das classes priorizadas (CETESB, 1992).

3.6 – TESTES DE TOXICIDADE

Os testes de toxicidade, também denominados de bioensaios ou ensaios biológicos, consistem em expor as espécies-teste, representativas do ambiente em estudo, a concentrações variadas de substâncias ou a fatores ambientais diversos, durante um determinado intervalo de tempo. Esses testes utilizam a observação das reações biológicas dos organismos, ou seja, as variações significativas em suas funções, como crescimento, reprodução e morte, pois essas alterações afetam diretamente as comunidades aquáticas e o meio ambiente no qual vivem.

Os testes de toxicidade são utilizados para vários propósitos, tais como: estabelecer as condições ambientais para a vida aquática; determinar os limites aceitáveis dos fatores ambientais, como o oxigênio dissolvido (OD), o pH, a temperatura, a turbidez, etc.; identificar os efeitos da toxicidade dos efluentes nas espécies-teste e nos fatores ambientais; estudar a sensibilidade de organismos aquáticos em relação a determinados agentes tóxicos; estabelecer níveis de eficiência para as Estações de Tratamento de Esgotos como garantia do controle da poluição no corpo receptor e ainda fixar as taxas permissíveis de descarga dos efluentes (APHA, 1995).

Além do mais, os efeitos deletérios dos agentes tóxicos para determinados organismos são descritos por intermédio dos termos “efeito agudo” e “efeito crônico”.

O efeito agudo é a resposta rápida dos organismos a um estímulo, que geralmente se manifesta mediante a própria letalidade ou a efeitos biológicos que antecedem a sua morte, como, por exemplo, a imobilidade. Segundo CETESB (1990), o efeito agudo geralmente ocorre no intervalo de 0 a 96 horas. Para a *American Public Health Association* (APHA,1995), esse efeito ocorre em quatro dias para peixes e macroinvertebrados, e em dois dias para organismos com menor tempo de vida. É comum a avaliação do efeito agudo por meio da concentração letal (CL50) ou concentração efetiva (CE50).

A concentração letal (CL50) corresponde à concentração do agente tóxico que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos-teste em um intervalo de 24 a 96 horas de exposição, nas condições de teste. A concentração efetiva (CE50), entretanto, corresponde à concentração do agente tóxico que causa efeito agudo (imobilidade) a 50% dos organismos-teste, em 24 ou 48 horas de exposição nas condições do teste (CETESB, 1990). Zagatto (2000) esclarece que o motivo da determinação das concentrações letais a 50% dos organismos testados deve-se à menor variabilidade desse parâmetro, com base em estudos estatísticos de mortalidade. Portanto, esse índice significa que 50% dos indivíduos respondem de forma quantitativamente idêntica.

Os efeitos agudos aos organismos aquáticos foram observados, em geral, em casos de acidentes petroquímicos, uso indiscriminado de agrotóxicos, efluentes industriais ou domésticos lançados sem tratamento, utilização de mercúrio nos garimpos e muitos outros. Segundo Gherardi-Goldstein (1988), a exposição a elevadas concentrações de agentes tóxicos, mesmo que por um curto período de tempo, pode causar a letalidade a organismos aquáticos pertencentes a diferentes níveis tróficos, embora esses episódios sejam, geralmente, relacionados apenas à mortalidade de peixes.

Já o efeito crônico é a resposta a um estímulo que perdura por um longo período de tempo, abrangendo parte ou todo o ciclo de vida do organismo e pode ser medido em termos do crescimento reduzido e da diminuição da reprodução. Esse efeito é avaliado experimentalmente por intermédio de testes de toxicidade crônica com a determinação da Concentração de Efeito Não Observado (CENO), que se traduz pela maior concentração de agente tóxico que não causa efeito deletério à vida e à reprodução dos organismos, em sete dias nas condições de teste. O teste também pode ser estimado com base nos dados de toxicidade aguda, em que a relação entre a CL50 ou CE50 e CENO é da ordem de 1/10 ($CENO = CE50/10$ ou $CENO = CL50/10$) (Gherardi-Goldstein *et al.*, 1990). Segundo a APHA (1995), apesar de várias pesquisas utilizarem esse valor para todos os efluentes, a relação de 1/20 tem sido utilizada para químicos não-persistentes, ao passo que a relação de 1/100 está sendo empregada para químicos persistentes.

O efeito crônico pode ocorrer em situações em que os organismos são expostos a baixas concentrações de determinados poluentes e durante longos períodos de tempo. Essas situações podem permitir a sobrevivência dos organismos, mas afetam as suas funções biológicas. Como exemplo, podem-se citar os lançamentos contínuos de efluentes, com ou sem tratamento, nos corpos receptores.

3.6.1 – Métodos padronizados

Existem vários métodos padronizados por instituições nacionais e estrangeiras para a execução de ensaios de toxicidade.

Dentre as instituições estrangeiras, podem-se citar o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995), as normas preconizadas pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 1995), *Environment Canada* (1999) e a *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 1987). No Brasil, merecem destaque os métodos da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1990) do Estado de São Paulo, as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1993) e do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA, 1990).

O esquema básico dos métodos padronizados para a avaliação da toxicidade é o de se variar as concentrações do agente tóxico por um determinado período de tempo, pois a toxicidade é uma variável que depende da concentração e do tempo que o organismo vivo é exposto ao agente tóxico. Para cada tipo de organismo, foi estabelecido, experimentalmente, o tempo mínimo de exposição necessário. Os métodos padronizados consideram uma média de 96 horas para peixes, de 24 até 48 horas para microcrustáceos (*Daphnia*), e de 15 a 30 minutos para bactérias (CETESB, 1990).

Para que os métodos de avaliação da toxicidade tenham confiabilidade, deve-se selecionar as condições de teste, ou seja, fatores bióticos (sensibilidade da espécie, estágio vital, tamanho, crescimento, reprodução, etc.) e abióticos (temperatura, OD, pH, dureza da água, etc.), em uma faixa aceitável para os organismos testados, devendo mantê-los constantes ao longo dos ensaios. Em todo experimento, existem as fontes de erros sistemáticos que interferem na precisão analítica do método, por isso as variáveis devem ser interpretadas para cada experimento em separado (Bertoletti *et al.*, 1989).

Além dos possíveis erros, a concentração do agente tóxico utilizada no método pode ser mascarada, em razão da adsorção e absorção pelos sedimentos, pelas paredes dos compartimentos de teste, pelos alimentos fornecidos aos organismos-teste ou pelos produtos do metabolismo dos organismos (APHA, 1995).

Dessa forma, deve-se ter um controle rígido dos parâmetros físico-químicos nos bioensaios, para que não interfiram nas condições de vida dos organismos.

De acordo com a APHA (1995), as condições básicas dos ensaios de toxicidade são: água suficiente e de boa qualidade; sistema de escoamento de água construído adequadamente, sem poluição e com materiais que não possibilitem a absorção; espaço adequado para a cultura e equipamentos de teste; organismos-teste saudáveis e

iluminação adequada. Além disso, as amostras do efluente devem ser representativas e preservadas adequadamente.

Os testes são classificados de acordo com os seguintes fatores:

- duração (curto, médio e longo);
- método de adicionar as soluções-teste (estático, semi-estático e fluxo contínuo);
- propósito do teste (controle da poluição, toxicidade relativa, sensibilidade da espécie, etc.).

Os três tipos de sistemas que podem ser adotados nos ensaios são: o estático, o semi-estático e o de fluxo contínuo.

O sistema estático é recomendado para substâncias que não causam elevada depleção de oxigênio, são não-voláteis, estáveis no meio aquoso e de baixa solubilidade. Esse sistema não prevê a substituição da solução-teste, e a duração do teste é de 48 horas, podendo ser realizado em 24 horas (CETESB,1990; ABNT,1993). No caso da solução-teste ser o esgoto, a permanência, sem renovação, ao longo do teste, pode acarretar a degradação de seus compostos e causar alterações em suas características (morte ou floração das algas, depleção de oxigênio dissolvido, alteração de pH, alteração dos teores de amônia, etc.), acarretando falsos resultados do experimento. Segundo a FAO (1987), os ensaios biológicos com efluentes devem ser conduzidos sem a aeração do meio, pois essa ação pode provocar a diminuição das substâncias voláteis e instáveis presentes na solução, alterando os resultados do teste.

O sistema semi-estático e o de fluxo contínuo são recomendados para substâncias que causam elevada depleção de oxigênio, voláteis, instáveis no meio aquoso e aquelas de baixa solubilidade, sendo recomendada, ainda, a análise química das substâncias testadas. Nesse sistema, as soluções-teste devem ser renovadas a cada 24 horas, até o final do teste, podendo ser realizadas em até 48 ou 96 horas (CETESB, 1990; ABNT, 1993). Esse processo elimina, em parte, o problema da degradação do esgoto e a possível morte ou floração das algas, pois o esgoto passa a ser diariamente substituído, garantindo a oxigenação do meio.

Já no sistema contínuo, a taxa de renovação da solução-teste deve ser de no mínimo 90% a cada cinco horas, e o teste possui duração de 48 ou 96 horas (CETESB, 1990; ABNT, 1993). Segundo a APHA (1995), quando a substância tóxica a ser testada apresenta grande capacidade de degradação, esse é o tipo de sistema mais adequado para implantação, uma vez que a substância tóxica passa a ser continuamente renovada, mantendo-se as características originais dos compostos, o que possibilita a aeração da

solução e remoção dos resíduos do metabolismo dos organismos-teste. Esse sistema apresenta um maior custo de implantação, comparado com o estático e semi-estático.

A Figura 3.5 representa o esquema básico de um teste de toxicidade, em que são avaliadas cinco concentrações diferentes da solução tóxica (22%, 37%, 56%, 62% e 100%) e mais o controle, com 0% de solução tóxica. Em cada concentração, observa-se o efeito mortalidade ou imobilidade nos organismos (0%, 40%, 60%, 70% e 100%), para a determinação da CL50 (concentração letal a 50% dos organismos) ou CE50 (concentração efetiva a 50% dos organismos), respectivamente.

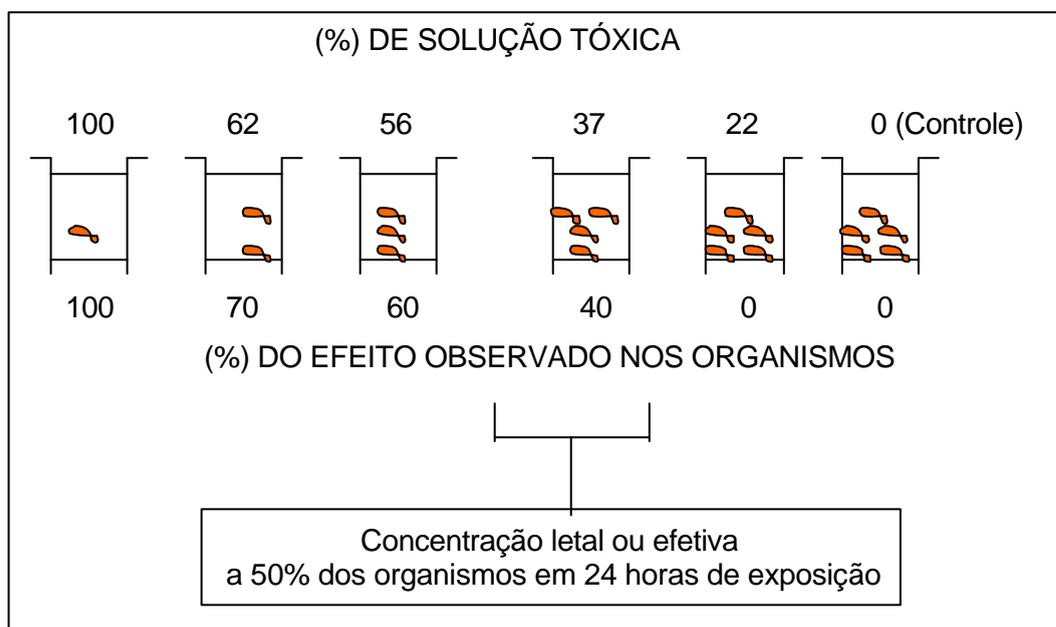


Figura 3.5 – Esquema básico de um teste de toxicidade (CETESB, 1990)

3.6.2 – Condições dos métodos de toxicidade

3.6.2.1 – Organismos-teste

Segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995) e as normas da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1990), as espécies de peixes utilizadas nos ensaios de toxicidade devem obedecer aos seguintes critérios: a espécie deve estar presente no manancial em estudo ou apresentar grande semelhança com as espécies nativas; os organismos devem estar disponíveis em quantidade suficiente para os testes e saudáveis nas condições de laboratório.

Para a execução desses testes, é usual a escolha de espécies menores ou peixes jovens das espécies maiores, para facilitar o acondicionamento nas condições de laboratório. Embora se possa utilizar peixes em qualquer estágio de vida, é mais freqüente a adoção de espécies mais jovens, pois são menos resistentes aos tóxicos que as espécies adultas.

Segundo Zagatto (2000), os testes de toxicidade aguda com peixes devem ser realizados com organismos com mais de dois meses de vida e os testes crônicos com larvas recém-eclodidas (24 horas de vida). O autor também considera que os testes agudos podem ser realizados com organismos com idade entre um mês e dois meses, e os testes crônicos com organismos com idade de até um mês de vida¹.

De acordo com a APHA (1995), todos os peixes selecionados para os testes devem apresentar tamanho uniforme, sendo aceita uma diferença de comprimento do maior, de até 1,5 vezes o do menor, ao passo que a USEPA (1996) estabelece que, para peixes jovens (menos de 3 g), o maior não pode exceder duas vezes o tamanho do menor.

3.6.2.2 – Fase de manutenção

Após a seleção dos peixes, ocorre a fase de manutenção, quando esses devem permanecer por duas semanas, em tanques ou aquários, contendo água natural de boa qualidade ou água desclorada da rede pública. Deve-se mantê-los com aeração, temperatura e luminosidade de forma adequada, além de serem alimentados com ração ou alimentos naturais. Essa etapa é muito importante, pois os organismos são observados quanto ao comportamento e à resistência às doenças, sendo escolhidos os mais saudáveis para a execução dos testes. A água de manutenção dos peixes deve ser renovada, no mínimo, uma vez a cada sete dias, quando não se dispõe de fluxo contínuo de água.

3.6.2.3 – Fase de aclimação

Depois da fase de manutenção, os peixes devem ser aclimatados, em aquários, com a água de diluição que será utilizada nos ensaios. A troca da água de manutenção pela de diluição deve ser realizada ao longo de uma semana, retirando-se a metade nos três primeiros dias, até que em 48 horas antes do teste, os peixes estejam em 100% de

¹ Essas condições foram relatadas pelo autor durante comunicação pessoal no VI Encontro de Ecotoxicologia – “Ecotoxicologia e Desenvolvimento Sustentável: Perspectivas para o Século XXI”, São Carlos, SP.

água de diluição. Os peixes mortos no período devem ser descartados, sendo permitida uma mortalidade de até 5% do lote. Caso contrário, os peixes devem receber tratamento e só serão utilizados após 15 dias de seu término (CETESB,1990). Além do mais, o aquário de aclimatação deve ficar próximo aos recipientes-teste que contêm a solução-teste, para facilitar a transferência dos peixes.

A água de diluição para receber os peixes, em fase de aclimatação, deve ser natural ou reconstituída. A USEPA (1996) não recomenda a utilização de água desclorada, pois algumas formas de cloro são difíceis de serem removidas. Mas, se for utilizada, as análises de cloro devem ser diárias.

Segundo a CETESB (1990), a água de diluição reconstituída deve ser preparada com 970 mL de água destilada ou desionizada (condutividade igual ou menor de 10 μ S/cm e isenta de contaminantes), 20 mL de solução 1 (composta de 1,5 g de sulfato de cálcio e 1000 mL de água bidesionizada ou destilada) e 20 mL de solução 2 (composta de 0,2 g de cloreto de potássio, 4,8 g de bicarbonato de sódio, 6,1 g de sulfato de magnésio e 1000 mL de água bidesionizada ou destilada).

Após o preparo, a água de diluição deve ser aerada durante um período de pelo menos 24 horas. O pH final deve estar na faixa de 7,2 a 7,6 e a dureza de 40 a 48 mg/L CaCO_3 . No caso da água de diluição natural, esta poderá ser de origem superficial ou subterrânea, filtrada em rede de plâncton com malha de 30 a 45 μ m, não contaminada e apresentar qualidade constante, obedecendo às mesmas faixas de dureza e pH estabelecidas para a água reconstituída (CETESB, 1990).

3.6.2.4 – Preparo das soluções-teste

A solução-estoque deve ser preparada, dissolvendo-se uma quantidade conhecida do agente tóxico em um volume definido de água de diluição e deve ser preparada diariamente, para evitar a sua degradação, em virtude da instabilidade de alguns compostos.

Dessa forma, a solução-teste a ser utilizada nos experimentos é obtida pela dissolução da solução-estoque em águas de diluição, nas proporções de cada concentração a ser estudada.

3.6.2.5 – Realização dos ensaios

O sistema a ser adotado nos testes de toxicidade aguda ou crônica pode ser o estático, semi-estático ou contínuo, e os ensaios devem ser executados em duas etapas:

- o teste preliminar visa estabelecer o intervalo das concentrações a serem utilizadas no teste definitivo; constitui a fase de investigação das concentrações;
- o teste definitivo permite a determinação da CL(50), CE(50) e CENO.

Para a realização dos testes de toxicidade aguda, a alimentação dos organismos deve ser interrompida 48 horas antes do início dos testes (USEPA, 1996; CETESB, 1990), ao passo que a APHA (1995) menciona que a alimentação deve cessar 24 horas antes do ensaio, para espécies tropicais, e, 48 horas antes, para espécies de clima frio. Já a ABNT (1993) estabelece que a alimentação dos organismos deve ser interrompida 24 horas antes do início dos ensaios, sem restrições quanto às espécies. Entretanto, nos testes de toxicidade crônica, a alimentação das larvas dos peixes deve ser mantida durante o período do ensaio.

O tamanho e a massa dos organismos devem ser determinados pelas dimensões do recipiente-teste, devendo comportar um volume de solução-teste que permita manter a relação de no máximo 1,0 grama de peixe por litro de solução-teste (CETESB, 1990). A USEPA (1996) determina que, para testes estático e semi-estático, não se deve exceder 0,8 g/L de peixe por solução-teste, ao passo que, para teste contínuo, a previsão é de 0,5 g/L. Segundo a APHA (1995), para ensaios contínuos utilizam-se menos de 10g/L para temperaturas inferiores a 17 °C e 5 g/L para temperaturas superiores, e para os sistemas estáticos não se deve utilizar acima de 0,8 g/L (maior que 17 °C) e 0,5 g/L (maior que 20°C).

Os critérios estabelecidos para o povoamento de peixes em recipientes-teste são determinados para evitar a superpopulação dos aquários, de forma a minimizar o déficit de oxigênio, os resíduos do metabolismo dos peixes e seu estresse.

Conforme a APHA (1995), nos ensaios preliminares, pode-se utilizar o sistema estático com cinco peixes por recipiente-teste, ao passo que, nos ensaios definitivos, recomenda-se a utilização de dez a vinte peixes por concentração. A USEPA (1996) estabelece um mínimo de sete peixes por teste, mas considera a quantidade de dez, ideal para os testes.

As concentrações a serem utilizadas nos testes devem ser preparadas da mesma solução-estoque e o número mínimo das concentrações, para validade dos ensaios, será de: cinco concentrações (USEPA, 1996); cinco ou seis concentrações para os testes preliminares ou definitivos (CETESB, 1990); de três a cinco concentrações para o teste preliminar e cinco concentrações para o teste definitivo (APHA, 1995). Além dessas soluções, deve-se utilizar um dos recipientes-teste como controle, contendo água de diluição. Recomenda-se, para cada concentração testada, um mínimo de duas repetições ou réplicas do teste (USEPA, 1996; APHA, 1995), como segurança em casos de falhas nos experimentos e para promover uma maior base estatística de resultados.

Os equipamentos a serem utilizados nos ensaios devem ser inertes, confeccionados em plástico ou vidro.

É recomendada a manutenção da temperatura apropriada para cada espécie e o período de luminosidade pode ser de 16 horas de claridade e 8 horas de escuridão (APHA, 1995). Durante os testes, deve-se manter a taxa de oxigênio dissolvido superior a 60% de saturação para espécies de clima frio e 40% para espécies tropicais (APHA, 1995). A ABNT (1993) estabelece que, nas soluções-ensaio, quando o oxigênio dissolvido apresentar valores inferiores a 40% de saturação, deve-se empregar aeração artificial, porém, de acordo com FAO (1987), a aeração não deve ser utilizada em ensaios com efluentes.

No início e final dos ensaios, devem-se registrar os valores dos parâmetros físico-químicos medidos, além de ser anotado qualquer comportamento anormal ou mortalidade dos peixes. Os peixes também devem ser pesados e medidos para a obtenção dos dados biométricos.

Segundo as normas da ABNT (1993) e CETESB (1990), os resultados dos testes de toxicidade são considerados válidos quando:

- a concentração do oxigênio dissolvido nas soluções-teste mantiver, pelo menos, 40% do valor de saturação;
- a mortalidade ou comportamento anormal dos peixes no aquário-controle não exceder a 10%;
- o valor da CI(50), 24 horas, da substância de referência, estiver na faixa de sensibilidade da espécie estudada.

Os resultados dos testes devem ser expressos em CE50, CL50 e CENO, que exprimem uma relação inversa, ou seja, quanto maior a toxicidade menor esse valor e vice-versa. Assim, para expressar os resultados em uma relação direta, os valores obtidos são transformados em unidades tóxicas aguda (UTa) ou unidades tóxicas crônica (UTc), por meio das fórmulas:

$$UTa ? \frac{100}{CL50} \text{ ou } \frac{100}{CE50} \quad (\text{Equação 3.3})$$

$$UTc ? \frac{100}{CENO} \quad (\text{Equação 3.4})$$

Porém, o controle mais efetivo da toxicidade deve ser feito de forma a se evitar a toxicidade crônica em organismos aquáticos, que pode ser obtida experimentalmente por meio de testes de toxicidade crônica, com a exposição das larvas de peixes a um período

de sete dias, com os resultados expressos em CENO (Concentração de Efeito Não Observado).

Os métodos mais utilizados para a determinação dos índices de toxicidade aguda são os métodos logarítmicos (gráfico, Litchfield-Wilcoxon) e os de análise de probabilidades (probitos). Os métodos, de forma geral, são baseados no princípio de que construindo-se um gráfico com as concentrações testadas, em logaritmo ou probitos, em função das porcentagens de efeito observado, obtém-se uma reta, por meio da qual se determina a CL50 (mortalidade) ou CE50 (imobilidade).

O método gráfico é uma técnica bastante simples, que consiste no emprego de um papel monolog, onde são colocados, no eixo logarítmico (x), as concentrações testadas e, no eixo linear (y), as porcentagens de efeito observado (mortalidade ou imobilidade). Depois, traça-se uma linha na tentativa de união dos pontos, dando prioridade àqueles entre 16 e 84% de efeito observado. Com a reta traçada é feita a leitura da concentração a 50% de efeito observado, obtendo-se a CL50.

O método de Litchfield-Wilcoxon consiste no traçado de um gráfico em papel prob-log, com as concentrações testadas no eixo logarítmico (x) e as porcentagens de efeito observado no eixo probabilístico (y).

O método Probit determina a CL50 de um agente tóxico utilizando as porcentagens de organismos mortos convertidos em probitos (unidades de probabilidade) e as concentrações do agente tóxico testadas transformadas em logaritmos (CETESB, 1992).

Já os índices de toxicidade crônica devem ser obtidos pela verificação da diferença significativa ($P = 0,05$) dos efeitos deletérios fazendo-se a comparação entre as concentrações testadas e o controle. Para a análise dos resultados, são indicados testes de hipótese, análise de probabilidades e métodos de interpolação (APHA, 1995).

Assim, do referencial teórico abordado, recolheram-se subsídios para a metodologia que orientou a realização do experimento, bem como a coleta de dados e as análises dos resultados, temas que serão tratados no próximo capítulo.

4 – METODOLOGIA UTILIZADA E DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA

Neste capítulo, apresenta-se a metodologia adotada em todo o processo da pesquisa, focalizando os seguintes temas: a estação de tratamento de esgotos de Samambaia, a construção do abrigo e seus equipamentos, a coleta de dados, os procedimentos operacionais, os métodos e as análises realizadas.

4.1 – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE SAMAMBAIA

O estudo experimental foi realizado na Estação de Tratamento de Esgotos de Samambaia (ETE – Samambaia), de propriedade da Companhia de Saneamento do Distrito Federal, localizada no km 40 da Rodovia DF180/BR60. O sistema de tratamento de esgotos foi projetado para beneficiar uma população de, aproximadamente, 180 mil habitantes, por meio de uma vazão afluyente de esgotos de cerca de 512 L/s e uma carga orgânica média de 9720 kg de DBO₅/dia (Pinto *et al.*, 1997).

A ETE – Samambaia entrou em operação em setembro/1996 e trata uma vazão média de, aproximadamente, 160 L/s, dados do período de setembro/1996 a outubro/2000, que corresponde apenas a 34% da vazão de projeto e a 54% da carga orgânica prevista. Possui um tempo de detenção hidráulico de 12 a 15 dias, que possibilita obter uma eficiência no tratamento, de remoção de 95% de DBO e 99,9982% de coliformes fecais. Segundo Pinto (1997), a estação possui um tratamento preliminar composto de grade grosseira, com limpeza manual, calha Parshall e três conjuntos de grade circular mecanizada, com desarenador circular, em série. Após essa etapa, o esgoto recebe o tratamento biológico composto de dois módulos iguais, processado em três tipos de lagoas.

a) Lagoa facultativa com reator anaeróbio de fluxo ascendente interno

Depois do tratamento preliminar, o esgoto é conduzido por caixas de distribuição, em fluxo ascendente, para o fundo do reator anaeróbio existente na lagoa facultativa. O tempo de detenção hidráulico médio dessa unidade é de seis horas, e os gases liberados são captados por campânulas, que também desempenham a função de impedir o escape dos sólidos ressuspensos pela produção do gás.

Em seguida à passagem pelo reator, os esgotos são tratados pela lagoa facultativa, que atua como uma camada oxidante, cobrindo a parte superior das campânulas, o que evita a liberação de odores desagradáveis na atmosfera.

A lagoa facultativa possui 350 m de comprimento, 240 m de largura e apresenta profundidades de 3 m, nos primeiros 80 m, e 1,70 m no restante de seu comprimento. Foi projetada para um tempo de detenção mínimo de oito dias. A sua parte mais profunda

permite que a unidade funcione como um decantador secundário, propiciando a sedimentação das partículas que possam ser liberadas pelo reator (Felizzato, 2000).

b) Lagoa aeróbia rasa de alta taxa

Nesta lagoa, conforme Pinto *et al.* (1997), o tempo de detenção é de 2,6 dias e cada uma possui 240 m de comprimento, 240 m de largura e profundidade de 1 m. A pequena profundidade da lagoa, aliada à agitação dos aeradores, permite a maximização do processo de fotossíntese, dando possibilidades às algas não-móveis de competirem pelo substrato e luz solar, em condições semelhantes às outras algas. Além disso, o aumento da fotossíntese desencadeia uma maior produção de oxigênio, o aumento do pH, uma maior desativação dos organismos patogênicos e a remoção da matéria orgânica.

c) Lagoa de polimento chicaneada

Esse tipo de lagoa opera com um tempo de detenção hidráulico de quatro dias, e cada uma delas mede 240 m de comprimento, 240 m de largura e 1,5 m de profundidade. A lagoa permite a complementação do tratamento, favorecendo a redução das algas e de organismos patogênicos, que não foram eliminados nas etapas anteriores. Além disso, sua disposição com chicanas permite uma melhor decantação das algas na lagoa.

O fluxograma do processo de tratamento da ETE – Samambaia/DF descrito pode ser visualizado na Figura 4.1.

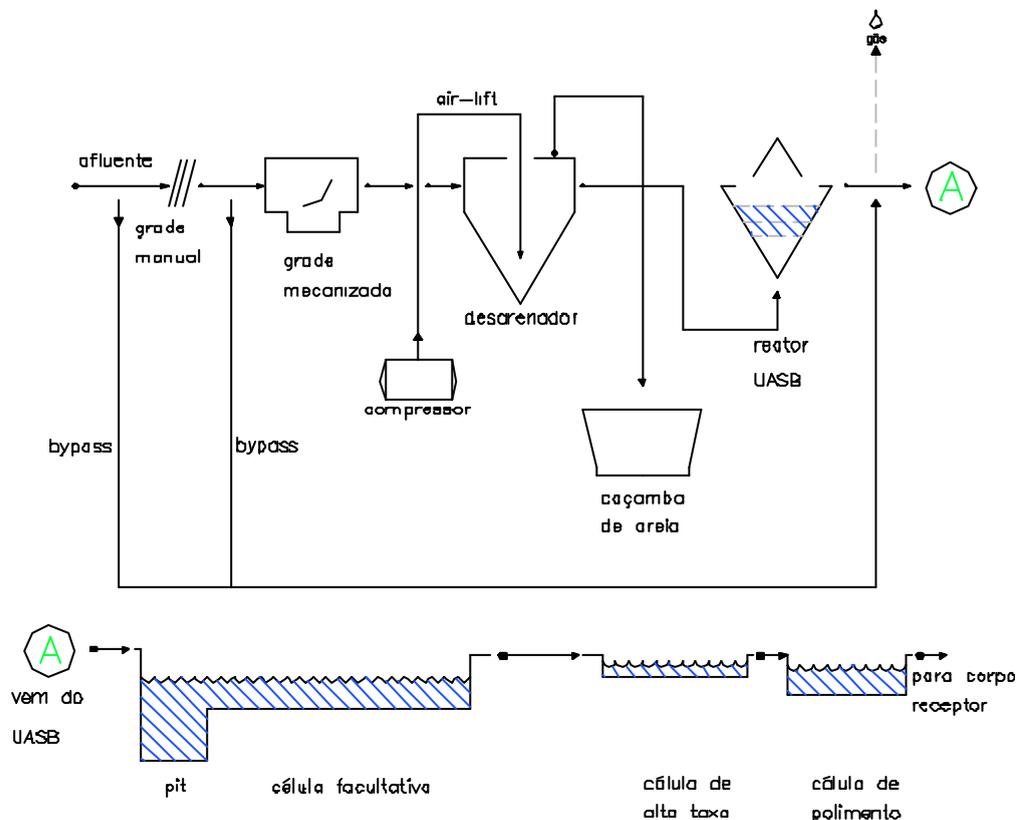


Figura 4.1 – Fluxograma do sistema de tratamento de esgotos da ETE – Samambaia (CAESB)

As unidades do sistema de tratamento, cujos efluentes recebem monitoramento, são as lagoas facultativas, as lagoas de alta taxa e as lagoas de polimento chicaneadas. Além dessas unidades, também são monitorados os esgotos brutos afluentes à estação. Os esgotos são analisados por meio de amostras coletadas duas vezes por semana, utilizando a técnica de amostragem composta de 24 horas. As alíquotas das amostras são coletadas, manualmente, a cada duas horas, para constituírem as amostras de 24 horas. Com elas, são feitas as seguintes análises físico-químicas e bacteriológicas: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Química de Oxigênio filtrada (DQO_f), Sólidos em Suspensão Totais (SST), Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK-N), Nitrogênio Total de Kjeldahl filtrado (NTK_f-N), Amônia (NH_4-N), Nitrito e Nitrato (NO_x-N), Fósforo total (P_t-P), Fósforo total filtrado ($(P_t)_f - P$), Ortofosfato (PO_4-P), Coliformes Fecais (CF (NMP/100mL)) e Clorofila.

Os resultados das análises podem ser examinados na Tabela 4.1, que apresenta os resultados operacionais médios de cada parâmetro, no período de setembro de 1996 a novembro de 2001, obtidos das amostras do esgoto bruto (afluente) e efluentes das lagoas, bem como a eficiência do sistema de tratamento dado em porcentagem de remoção.

Tabela 4.1 – Resultados Operacionais da ETE – Samambaia (Valores médios)
Período: 9 de setembro 1996 a 28 de novembro de 2001

Parâmetros	A	RAF	AT	PF	R (%)
pH	7,27	7,96	8,33	8,64	-
Alcalinidade	-	269,19	204,83	125,27	-
DBO ₅ (mg/L)	463,75	48,17	37,57	34,04	93
DQO (mg/L)	894,19	229,31	219,62	211,46	76
DQO _F (mg/L)	-	98,35	87,47	77,89	91
SST (mg/L)	445,98	106,76	114,92	108,90	76
NTK-N (mg/L)	76,07	60,93	47,96	27,06	64
NTK _f -N (mg/L)	-	41,15	33,53	16,63	78
NH ₄ -N (mg/L)	40,40	44,36	26,54	11,99	70
NO _x -N (mg/L)	-	-	7,82	10,20	-
P _t -P (mg/L)	10,47	9,14	8,35	7,85	25
(P _t) _f -P (mg/L)	-	-	7,05	6,48	-
PO ₄ -P (mg/L)	-	5,73	6,32	5,68	-
CF(*) (NMP/100 mL)	6,61E+07	8,25E+05	1,0E+05	1,5E+03	4,64 ^a
Clorofila (?g/L)	-	1305,95	1889,38	1772,21	-

Fonte: Dados CAESB (2001)

Legenda:

A = águas residuárias afluentes;

RAF = reator anaeróbio + lagoa facultativa;

AT = lagoa de alta taxa;

PF = lagoa de polimento final;

(*) = Valores médios no período setembro/1996 a setembro/2000.

R(%) = remoção em %;

^a = remoção em unidades logarítmicas.

Os dados da Tabela 4.1 demonstram, de forma geral, o desempenho operacional da ETE – Samambaia de 1996 a 2000. Porém, na presente pesquisa, o maior destaque foi dado ao efluente final da lagoa de polimento final, o qual foi utilizado nos experimentos. Assim, a caracterização mensal do efluente do Polimento Final – Módulo II, durante o ano 2001, será apresentada no item de coleta de dados.

4.2 – CONSTRUÇÃO DO ABRIGO E SEUS EQUIPAMENTOS

O experimento foi realizado na área da Unidade Piloto de Samambaia (UPS) com 1.353 m², local em que foi construído um abrigo para a realização dos experimentos. Os recursos alocados na pesquisa para a construção do abrigo e suas instalações foram oriundos da Universidade de Brasília (UnB). A Figura 4.2 mostra a localização do abrigo na área, e na Figura B.1, do Apêndice B, está desenhada, em escala, a planta de localização da área.

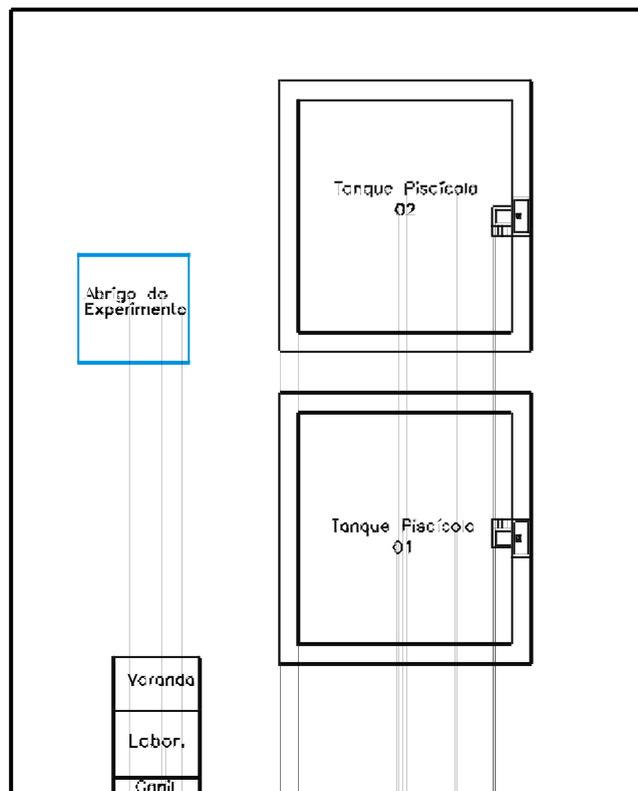


Figura 4.2 – Foto da Unidade Piloto de Samambaia (UPS) e planta esquemática da área com a localização das unidades

O abrigo do experimento foi construído para funcionar como laboratório piloto destinado à realização dos ensaios, e foi executado em madeirite, com as dimensões de 5,7 m de comprimento e 5,60 m de largura. Possui pé-direito de 3,0 m, piso cimentado e cobertura em telhas de cimento amianto. A sua construção foi concluída em 6 de novembro de 2000. A Figura 4.3 mostra a vista frontal do abrigo.



Figura 4.3 – Vista frontal do abrigo

Para criar esse laboratório-piloto, foram instaladas, na parte interna do abrigo, três bancadas de madeira (nas dimensões 4,0 x 0,4 x 0,8 m) para dar suporte aos aquários e um apoio de madeira (0,6 x 0,6 x 1,6 m) para sustentar a caixa de mistura, destinada à preparação das soluções-teste. O projeto das bancadas e o arranjo dos aquários foram dispostos de forma que o sistema pudesse funcionar por gravidade. Também foram adquiridos aquários e equipamentos para a execução dos testes, os quais serão descritos com maiores detalhes no decorrer do capítulo.

A montagem do laboratório pode ser visualizada na Figura 4.4, que mostra a foto do interior do laboratório e um *layout* indicando as quantidades, os volumes e as disposições dos aquários e do reservatório de mistura. Do mesmo modo, a planta baixa do abrigo e seu corte podem ser visualizados, em escala, na figura B.2, do Apêndice B.

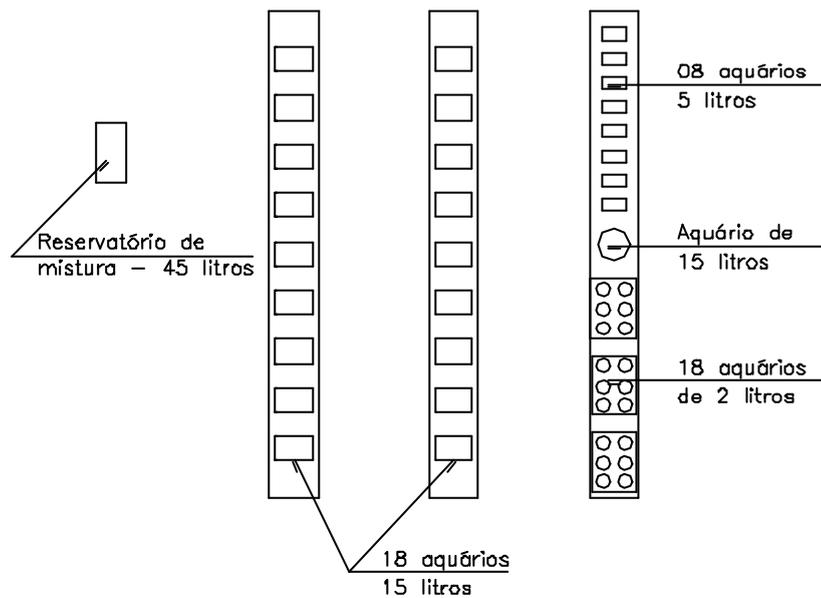


Figura 4.4 – *Layout do laboratório*

A energia elétrica para o abrigo derivou-se da energia da casa de comando do motor, situada a 500 m da Unidade Piloto de Samambaia (UPIS), e foram utilizados na instalação, aproximadamente, quinhentos metros de cabo elétrico. A iluminação interna do laboratório foi feita com a instalação de quatro luminárias, com duas lâmpadas fluorescentes, em cada uma, controladas por um aparelho *timer* para ligar e desligar as lâmpadas nos horários estabelecidos. Assim, foi mantido um período de luminosidade,

de acordo com as condições naturais, de onze horas de claridade, das 7 às 18 horas, e 13 horas de escuridão, das 19 horas às 6 da manhã.

A instalação da água para o abrigo foi executada por meio de interligação na rede de água existente no local. Para isso foram instalados, aproximadamente, 29 m de rede de água em PVC de 32 mm e 25 mm, uma caixa d'água de 1000 litros, um tanque para limpeza dos aquários e pontos para torneiras. A Figura B.3, do Apêndice B, mostra em detalhe o projeto hidráulico das instalações de água.

Da mesma forma, o suprimento de esgoto para o abrigo foi feito por meio da interligação na rede de esgotos existente no local, procedente, por gravidade, da lagoa de Polimento Final – Módulo II. A Figura B.4, do Apêndice B, mostra o projeto das instalações de esgoto.

Os materiais e equipamentos necessários à realização dos ensaios foram adquiridos e instalados, conforme as descrições:

– 18 aquários, com vidros de 3 mm de espessura, medindo (300x200x300 mm), para uma capacidade de armazenamento útil de 15 litros. Cada aquário dispõe de uma tampa de vidro e foram abertos dois orifícios de 20 mm de diâmetro em suas paredes, para entrada e saída da solução-teste. Os aquários foram desenhados e construídos conforme o croqui da Figura 4.5.

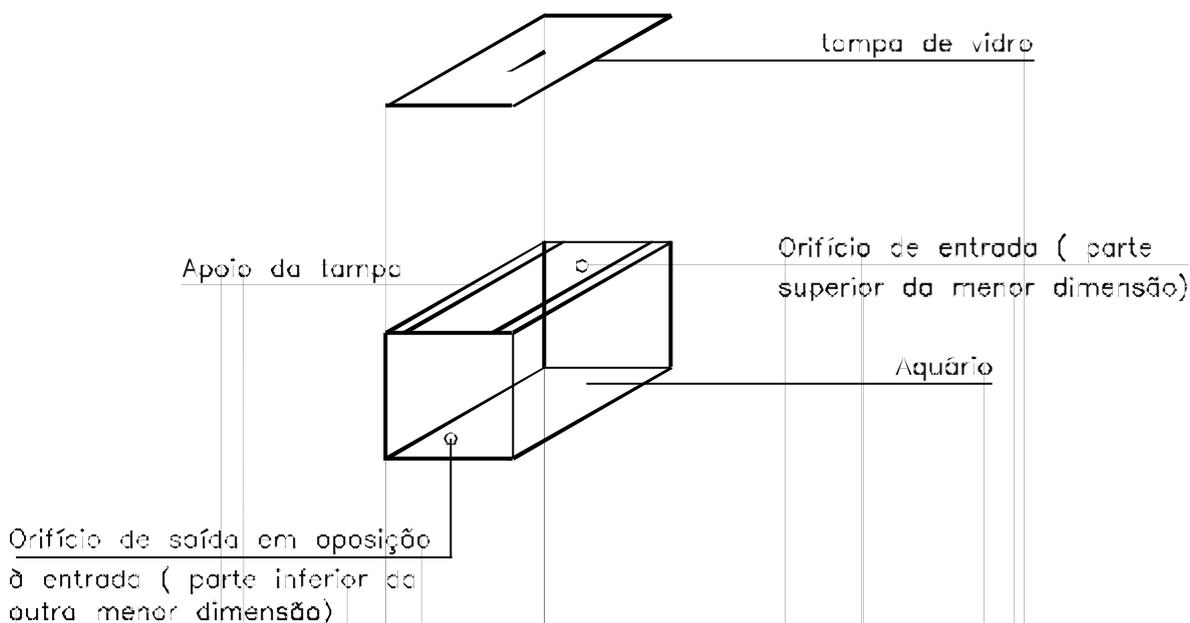


Figura 4.5 – Detalhe dos aquários de volume útil de 15 L

Cada aquário foi dotado de um aquecedor de 20 W, e o seu conjunto foi interligado a um termostato eletrônico com capacidade de 600 W, para controle da temperatura durante os ensaios.

A capacidade dos aquários foi determinada em razão da adoção de uma densidade de estocagem de peixes de 1,0 g/L, um número de 15 peixes por aquário e cada organismo com 1 g de peso e comprimento aproximado de 3,0 cm. Dessa forma, o volume de cada recipiente-teste, foi estabelecido por meio do cálculo: 15 peixes x 1g = 15g de peixe/litro. Portanto, a capacidade dos aquários foi de 15 litros.

O arranjo experimental, Figura 4.4, foi composto da seguinte forma:

- seis séries com três aquários em cada uma (triplicata), sendo cinco séries para a solução teste e uma série para o controle, totalizando 18 aquários de 15 litros;

- oito aquários de 5 litros úteis, medindo (195x100x300 mm), utilizados nos ensaios de sensibilidade;

- 18 aquários de 2 litros, formato oval, adquiridos no mercado, utilizados nos testes de toxicidade crônico;

- um reservatório de mistura de 45 litros úteis (nas dimensões 500x250x400 mm), para a preparação das soluções-teste utilizadas nos ensaios; possui tampa de vidro e dois orifícios similares aos dos aquários-teste, com 20 mm de diâmetro, para entrada e saída das soluções-teste; a capacidade do reservatório foi estabelecida para alimentar os três aquários de cada série (triplicata), com a mesma diluição preparada, portanto foi determinada pelo cálculo: $3 \times 15 = 45 \text{ L}$;

- um reservatório de 500 litros, adquirido no mercado, utilizado nas fases de manutenção e de aclimação dos peixes; o volume do reservatório foi determinado com base na quantidade e peso dos peixes adquiridos por lote, cujo número será detalhado no item 4.3; o cálculo da capacidade foi feito da seguinte forma: 320 peixes x 1 g = 320 g, considerando a estocagem de peixes de 1g/L, foi totalizado 320 L. Portanto, adotou-se o volume comercial mais próximo de 500 L;

- um reservatório de 1000 L para a preparação da água de diluição, com capacidade para suprir as trocas de água semanais do tanque de manutenção/aclimação, e mais a água necessária para a alimentação dos aquários durante os testes; o cálculo da capacidade do reservatório foi feito com uma margem de segurança, considerando os três aquários de cada série com 100% de água de diluição ($3 \text{ aquários} \times 6 \text{ séries} \times 15 \text{ L} = 270 \text{ L}$) e mais o volume de 500 L do aquário de manutenção/aclimação, totalizando 770 L; assim, adotou-se o volume comercial mais próximo de 1000 L;

– dois termostatos de 600 W, quatro aquecedores de 250 W, 18 aquecedores de 20 W e três aquecedores de 5 W para manutenção da temperatura desejável nos aquários e nos reservatórios de manutenção/aclimação e de água de diluição; a temperatura mantida nos aquários foi a apropriada para cada espécie, sendo permitido desvios de mais ou menos 5° C da temperatura estabelecida de 25° C, em um período de 24 horas;

– três compressores de ar para a aeração da caixa d'água de 1000 litros, do reservatório de 500 litros para manutenção/aclimação dos alevinos e do reservatório de 15 litros para manutenção/aclimação das larvas;

– três bandejas plásticas utilizadas no banho-maria dos aquários menores, de 5 litros e 2 litros, para manutenção da temperatura nos testes de sensibilidade e crônico;

– sete redes apropriadas para içar peixes de aquários, sendo quatro unidades nas dimensões 6,0x5,0 cm e três medindo 8,5x8,0 cm.

4.3 – COLETA DE DADOS

Para a realização da presente pesquisa, os peixes e as concentrações de esgoto foram os dados principais. Os peixes foram adquiridos em empresas de piscicultura e os esgotos foram coletados da lagoa de Polimento Final – Módulo II da ETE – Samambaia.

4.3.1 – Caracterização do esgoto utilizado no experimento

A alimentação do abrigo, com os efluentes da lagoa de Polimento Final – Módulo II, foi feita por meio de tubulações interligadas à rede de esgotos existente na área.

Os esgotos do processo de Polimento Final são monitorados pela CAESB em relação a diversos parâmetros. A Tabela 4.2 apresenta os resultados operacionais, medidos mensalmente, durante o ano 2001.

Tabela 4.2 – Resultados Operacionais do efluente do Polimento Final – Módulo II ETE – Samambaia (valores médios mensais no ano 2001)

Meses	pH	alcal	DQO	DQO _f	DBO	SS	TKN	TKN _f	NH ₄	P _t	(P _t) _f	PO ₄	NO _x	CF
Jan	9,12	131,00	209,70	57,60	42,50	114,50	25,82	15,47	10,58	7,40	6,12	5,90	3,16	0
Fev	8,93	138,29	215,14	56,29	47,33	127,57	26,84	17,94	12,91	7,91	6,57	6,11	3,07	2,3E+2
Mar	8,70	85,25	178,00	61,00	39,75	91,13	21,09	13,67	8,28	5,95	5,20	4,69	10,23	5,0E+2
Abr	8,94	91,00	181,00	68,43	40,00	104,29	22,40	13,78	8,56	6,10	5,40	4,89	8,00	4,0E+1
Mai	9,31	115,22	238,22	79,33	43,67	116,33	24,32	14,04	9,38	7,11	5,91	5,16	10,69	7,0E+2
Jun	8,46	129,33	218,50	80,17	41,33	116,00	24,48	17,51	11,15	9,03	7,60	6,46	7,63	4,0E+1
Jul	8,40	139,67	211,22	84,11	35,75	97,67	24,79	16,85	10,87	10,11	8,80	7,72	7,71	5,0E+2
Ago	7,96	137,44	216,89	91,89	35,20	104,44	17,41	10,47	7,13	11,42	10,29	8,75	8,29	1,4E+2
Set	7,89	129,00	263,29	91,29	42,25	144,29	21,98	11,92	4,72	12,66	11,29	9,43	6,02	1,3E+3
Out	8,25	158,50	417,40	77,90	45,80	117,10	28,10	17,32	10,06	14,40	10,36	8,75	2,58	5,0E+2
Nov	8,21	126,33	208,50	76,00	42,50	142,17	354,1	15,93	9,46	9,07	8,87	8,25	3,20	5,0E+4
Média	8,58	126,58	236,93	74,88	41,33	114,55	44,02	14,95	9,38	9,29	7,86	6,92	6,44	4,9E+3

Fonte: CAESB (2001)

Assim, os resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas das amostras dos efluentes da lagoa de Polimento Final serviram de parâmetros para as análises dos dados obtidos nos ensaios realizados, assunto a ser tratado no próximo capítulo.

4.3.2 – Escolha das espécies de peixes

Para a execução dos testes, foram escolhidas as espécies de peixes tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), linhagem tailandesa e a carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*). Os critérios adotados para a seleção das espécies englobaram vários aspectos: a capacidade de sobrevivência desses organismos em ambientes poluídos; as diversas experiências realizadas com o cultivo das espécies em lagoas de estabilização; o fato da pesquisa anterior, realizada por Felizatto (2000) na área da UPIS, ter cultivado as mesmas espécies; por serem organismos rústicos; por apresentarem resistência a doenças e suportarem baixos teores de oxigênio dissolvido e, ainda, apresentarem uma dieta alimentar fitoplânctófaga. Essa última característica foi

fundamental para a escolha das espécies, em razão da grande fonte de alimentos disponíveis nas lagoas, em forma de algas, podendo, até mesmo, melhorar a qualidade do meio no qual são cultivadas. Além do mais, as espécies citadas encontram-se adaptadas às condições climáticas do DF, são largamente empregadas nas estações de piscicultura da região, possuem carne saborosa e têm boa aceitação no mercado consumidor.

4.3.3 – Aquisição dos peixes

Após a escolha das espécies, foi determinada a idade dos peixes que seriam adquiridos para os ensaios. Para os testes de toxicidade aguda, foram obtidos alevinos, com mais de um mês de vida, com peso aproximado de 1,0 g e um comprimento médio de 3,0 cm. Para os testes crônicos foram adquiridas larvas com menos de um mês de vida.

O quantitativo de organismos necessários à execução dos ensaios foi calculado da seguinte forma:

– teste preliminar agudo: cinco alevinos por aquário x (2 réplicas x 4 concentrações) = 40 alevinos;

– teste definitivo agudo: dez alevinos por aquário x (3 réplicas x 6 concentrações) = 180 alevinos;

– teste de sensibilidade para ensaio agudo: 5 alevinos por aquário x (2 réplicas x 4 concentrações) = 40 alevinos;

– teste definitivo crônico: dez larvas por aquário x (3 réplicas x 6 concentrações) = 180 larvas;

– teste preliminar crônico: cinco larvas por aquário x (2 réplicas x 4 concentrações) = 40 larvas;

– teste de sensibilidade para ensaio crônico: 5 larvas por aquário x (2 réplicas x 4 concentrações) = 40 larvas.

Portanto, para cada conjunto de ensaios, agudo e crônico, foram necessários 260 peixes. Considerando, porém, a possível repetição dos testes e a possibilidade de mortalidade de alguns organismos nas fases de transporte, manutenção e aclimação, adquiriram-se cerca de quatrocentos peixes por lote, com o objetivo de garantir a quantidade necessária dos organismos na execução dos ensaios.

Os peixes para a execução dos testes foram doados pelas seguintes pisciculturas:

– empresa Lajeado Empreendimentos Agroindustriais Ltda, em Rubiataba/Goiás, de propriedade de Otacílio Antônio de Souza, que fez a doação de seis lotes, três de alevinos e três de larvas da espécie tilápia do Nilo, contendo, aproximadamente, quatrocentas espécies em cada lote;

– empresa Piscicultura Canta Galo, em Ibirataia/Bahia, de propriedade de João Menandro Abdon Fair, que fez a doação de um lote, com cerca de quatrocentos alevinos da espécie carpa prateada.

4.3.4 – Amostragem

As amostras dos peixes foram constituídas tomando-se de cada lote uma quantidade representativa, e, paralelamente, selecionavam-se os organismos mais saudáveis e os de tamanho mais ou menos uniformes para serem medidos e pesados antes do início dos testes. A seleção tinha como objetivo a verificação da homogeneidade do lote e os peixes manuseados não eram empregados nos testes. Depois, era constituída outra amostra, para a utilização nos ensaios, com peixes de mesmo tamanho (o maior comprimento até 1,5 vezes o do menor) e a densidade de estocagem nos aquários de no máximo 1,0 g/L. Adotou-se esse procedimento para evitar que os peixes empregados nos testes sofressem estresse, por causa do manuseio, e isso interferisse nos resultados.

A quantidade de peixes era variável e dependia de cada tipo de teste. A distribuição dos peixes nos aquários-teste era realizada da seguinte forma: depositava-se, inicialmente, um peixe em cada aquário. Em seguida, fazia-se a colocação do segundo peixe, em todos os aquários, e o terceiro era acrescentado depois que todos os aquários tivessem a mesma quantidade, ou seja, dois peixes. Esse procedimento era adotado até atingir a quantidade desejada para cada experimento.

A amostragem da solução-estoque (esgoto) era coletada diretamente do reservatório de mistura e a quantidade era variável, pois dependia do número de concentrações de cada tipo de teste. Além do mais, havia o cuidado de fazer, diariamente, a descarga da tubulação que alimentava o reservatório de mistura, a fim de retirar os resíduos do efluente.

4.3.5 – Procedimentos operacionais

4.3.5.1 – Preparo da água de manutenção/aclimação e diluição

A água utilizada nas fases de manutenção e aclimação dos peixes, assim como a água de diluição utilizada no preparo das soluções-teste para a realização dos ensaios, provinham do sistema público de abastecimento de água da Companhia de Água e Esgotos de Brasília (CAESB). A água utilizada nos experimentos sofreu um processo de descloração, para que o cloro não afetasse as condições de vida dos peixes nem interferisse nas características das soluções-teste preparadas. Por isso, foi instalada uma bomba de ar na caixa d'água elevada, para realizar a descloração da água pelo processo de aeração. Também foram instalados dois aquecedores de 250 W ligados a termostato, para manutenção da temperatura em torno de 25° C, faixa aceitável para as espécies testadas.

Os alevinos recém-chegados ao laboratório ficaram em período de manutenção/aclimação por duas semanas, e as larvas, por uma semana. Os organismos nessa fase eram alimentados duas vezes ao dia, com rações adquiridas no mercado local.

A higienização dos aquários era realizada diariamente, por meio do sifonamento dos resíduos do fundo e a troca de aproximadamente 20% da água.

Tanto o reservatório de água de diluição quanto o de manutenção/aclimação receberam aeração artificial, por meio de compressor de ar interligado às mangueiras de plástico, com pedras porosas nas extremidades.

Na fase de manutenção e aclimação, os organismos foram observados quanto aos comportamentos e à resistência a doenças, sendo escolhidos aqueles mais saudáveis para a execução dos testes. Foi aceita uma mortalidade de até 10% do lote e quando superior, os peixes remanescentes não foram utilizados nos testes.

A água de diluição utilizada no preparo das concentrações-teste foi aerada, por um período de 24 horas antes dos ensaios. A Figura 4.6 mostra os alevinos de tilápia em fase de manutenção e aclimação.



Figura 4.6 – Reservatório de manutenção e aclimação

4.3.5.2 – Preparo da solução-teste

As diversas concentrações da solução-teste foram preparadas no reservatório de mistura. Para tanto, foram instaladas duas torneiras acima do reservatório, uma alimentada com esgoto e a outra, com água, para facilitar a execução das misturas. O detalhe das torneiras pode ser visualizado na Figura 4.4 e Figuras B.3 e B.4, do Apêndice B. As diluições foram feitas dissolvendo-se uma quantidade conhecida da solução-estoque (esgoto) em um volume definido de água de diluição. A preparação das concentrações, durante os ensaios, foi sempre iniciada em ordem crescente, da concentração mais baixa para a mais alta, a fim de que não fosse necessária a limpeza do reservatório antes de cada preparação.

A proporção das concentrações da solução-estoque foi expressa em porcentagem, e cada diluição foi obtida por meio da multiplicação da porcentagem de concentração do esgoto pelo volume total do recipiente-teste. Já a água de diluição foi o complemento do volume; por exemplo, para uma concentração de 70% de esgoto, $0,70 \times 15$ litros = 10,5 litros de esgoto, e 4,5 litros de água.

A temperatura das soluções não foi verificada no reservatório de mistura, mas o seu controle foi realizado nos aquários-teste.

4.3.6 – Realização dos testes

O estudo experimental foi baseado na execução de três tipos de ensaios:

– **teste de sensibilidade**, utilizado para avaliar a sensibilidade dos peixes de cada lote adquirido, ou seja, a sua resistência a uma substância de referência; esse tipo de teste foi feito por meio da determinação da CL(I)50, 24 h, com a substância de referência, dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$).

– **teste preliminar**, de caráter exploratório, que auxiliou na determinação das concentrações testadas no teste definitivo;

– **teste definitivo**, com concentrações de esgoto selecionadas do intervalo entre a maior concentração obtida no teste preliminar, que não causou letalidade aos organismos aquáticos, e a menor concentração do teste preliminar, que causou letalidade à maioria dos organismos (APHA, 1995).

Os três tipos de testes foram realizados para avaliar a toxicidade aguda e crônica dos organismos, utilizando o sistema estático (sem renovação da substância-teste) para os testes preliminares e de sensibilidade, e o sistema semi-estático (renovação diária da substância-teste) para os testes definitivos. Foram realizados um total de 15 testes de toxicidade, conforme demonstrado na Tabela 4.3, que especifica os ensaios realizados, o tipo de teste, a espécie testada e a data em que foram realizados.

Tabela 4.3 – Relação dos testes de toxicidade

Testes	Quantidade	Data	Espécie de peixe
Preliminar agudo	3	17/03 a 19/03/2001 16/05 a 18/05/2001 25/06 a 27/06/2001	Alevino tilápia
Definitivo agudo	3	05/04 a 09/04/2001 02/07 a 06/07/2001 23/07 a 27/07/2001	Alevino tilápia
Sensibilidade agudo	3	11/05 a 12/05/2001 23/07 a 27/07/2001 08/08 a 09/08/2001	Alevino tilápia
Preliminar agudo	1	10/11 a 12/11/2001	Alevino carpa
Definitivo agudo	1	17/11 a 21/11/2001	Alevino carpa
Sensibilidade agudo	1	11/11 a 12/11/2001	Alevino carpa
Definitivo crônico	2	13/10 a 20/10/2001 01/11 a 08/11/2001	Larva tilápia
Definitivo de longa duração	1	27/07 a 20/09/2001	Alevino tilápia

Durante os ensaios, foram analisados os esgotos de cada aquário, antes e depois de cada troca efetuada. Os aquários não foram aerados, para evitar que tal procedimento pudesse interferir nas características físico-químicas e bacteriológicas do esgoto testado.

Dentre os procedimentos, teve-se o cuidado de anotar qualquer comportamento anormal ou mortandade dos peixes, e os organismos mortos eram removidos e quantificados.

A validade dos testes foi verificada pela observação dos aquários-controle durante cada ensaio, não sendo permitida a mortalidade ou comportamento anormal de mais de 10% dos peixes, em nenhuma das réplicas.

Os ensaios serão descritos em detalhe nos itens subseqüentes.

4.3.6.1 – Teste preliminar

Os testes preliminares foram realizados com a utilização de oito aquários de volume útil de 15 L. Os ensaios foram realizados em sistema estático, com duração de 48 horas, utilizando-se cinco peixes por aquário, uma réplica por teste, e foram testadas três concentrações diferentes e mais o controle.

O primeiro lote de alevinos foi adquirido em 17 de março de 2001, com aproximadamente quatrocentos alevinos da espécie tilápia do Nilo, com 1 g de peso cada um. No primeiro teste, ocorreu uma mortandade elevada desses organismos, nas fases de manutenção e de aclimação, o que inviabilizou a realização dos ensaios. Observou-se que as mortes foram ocasionadas pela deterioração da qualidade da água, em razão dos resíduos da ração e fezes dos alevinos. A ração utilizada foi a Nutripeixe AL45 pós-larvas, com composição básica de 45 % de proteínas: farelo de glúten de milho 60, farelo de soja, farinha de sangue, lecitina de soja, óleo de peixe refinado, remoído de trigo, cloreto de sódio (sal comum), premix vitamínico mineral e farinha de peixe. Essa ração possuía granulometria muito fina, que contribuiu para a rápida sedimentação das partículas e, conseqüentemente, um baixo aproveitamento para a alimentação dos alevinos.

Em 21 de abril de 2001, obteve-se outro lote de alevinos por doação do mesmo piscicultor. Entretanto, o lote não estava tão homogêneo, pois alguns peixes tinham peso superior a 1 g. Mesmo assim, deu-se início às fases de manutenção e aclimação, com o intuito de sanar as mortandades observadas no teste anterior.

No ensaio com esses peixes foram adotados vários procedimentos a fim de evitar a mortandade, dentre eles, o controle rigoroso do cloro na água, para garantir a sua

ausência, utilizando o método Orto-Tolidina de medição colorimétrica, para medir o teor de cloro. A reação do produto Ortotolidina e o cloro existente na amostra formam uma coloração do amarelo-claro até o vermelho-laranja, dependendo do pH e da concentração de cloro residual existente na água.

Outra mudança introduzida no ensaio foi a limpeza da caixa d'água dos alevinos, que passou a ser efetuada de forma diária, fazendo o sifonamento dos resíduos do fundo e a troca de aproximadamente 20% da água. A alimentação dos peixes também foi modificada, com a aquisição de uma ração extrudada (flutuante), a Nutripeixe TR36 com a composição básica de 36% de proteínas: carbonato de cálcio, farelo de glúten de milho-60, farelo de soja, farelo de trigo, fosfato em cálcico, milho integral moído, óleo de peixe refinado, cloreto de sódio (sal comum), premix mineral vitamínico e farinha de peixe. A ração foi previamente liquidificada, para atingir a granulometria compatível com a idade dos organismos. Com isso, ocorreu a diminuição da turbidez da água e um maior aproveitamento da ração pelos alevinos. A frequência da alimentação foi mantida em duas vezes ao dia (manhã e tarde).

Com a realização dessas alterações, o lote de alevinos pôde ser credenciado para os ensaios, apresentando uma mortalidade inferior a 10%.

No dia 16 de maio de 2001, foi iniciado o teste preliminar com a solução-teste esgoto utilizando-se cinco concentrações diferentes (41%, 50%, 64%, 80% e 100%) e mais o controle. Os resultados não foram considerados para o cálculo da CL50, pois ocorreram mais de 10% de morte no aquário controle. Também foram observadas mortes nos aquários que continham 41% e 64% de esgoto, o que não ocorreu nos aquários com 50%, 80% e 100% de esgoto.

Em 7 de junho de 2001, foi adquirido outro lote de quatrocentos alevinos de tilápia, com cerca de trinta dias de vida e peso médio de 250 mg. Os organismos foram mantidos por três semanas nas fases de manutenção/aclimação, sendo o lote considerado apto para a realização dos testes, porque a mortalidade foi inferior a 10% do total de alevinos adquiridos. Então, foi dado início ao novo teste preliminar, em 25 de junho de 2001, com o uso das concentrações de esgoto de 50%, 80% e 100% e mais o controle. Os alevinos estavam com, aproximadamente, 320 mg de peso, e o teste transcorreu normalmente, atendendo a todos os pré-requisitos de validade, e a solução-teste não apresentou toxicidade para a espécie testada.

Em 2 de novembro de 2001, foram adquiridos, aproximadamente, quatrocentos alevinos de carpa prateada. Após a fase de manutenção e aclimação, os alevinos foram submetidos a teste preliminar, em 10 de novembro de 2001, e os resultados evidenciaram a não-toxicidade do efluente para a espécie testada.

As tabelas com os dados medidos nos respectivos ensaios estão no Apêndice D e a Figura 4.7 mostra um dos testes preliminares realizados.



Figura 4.7– Realização do teste preliminar agudo

4.3.6.2 – Teste definitivo agudo

O teste definitivo foi realizado em sistema semi-estático, com renovação diária (24 horas) da solução-teste, eliminando-se em parte o problema da degradação do esgoto e a possível morte ou floração das algas. Foram empregados dez peixes por aquário, e o período do teste foi de 96 horas (teste de toxicidade aguda). O delineamento experimental foi definido com esquema fatorial 4 (tempos decorridos do teste: 24, 48, 72 e 96 horas) x 5 (concentrações de esgoto) x 3 (repetições para cada concentração testada) x 1 (controle). Desse modo, para o teste definitivo agudo, foram utilizados 18 aquários de 15 L.

O teste de toxicidade aguda com peixes (96 horas) foi expresso em CL50 (concentração letal a 50% dos organismos testados).

Mesmo considerando que o lote de peixes não estava credenciado para a realização dos ensaios, por causa da morte de mais de 10% dos alevinos, iniciou-se o primeiro teste em 5 de abril de 2001, com apenas três aquários: o primeiro, com água de diluição, o segundo com 50% de água e 50% de esgoto e o terceiro com 100% de esgoto. O teste foi realizado em sistema semi-estático, com renovação diária (24 horas)

da solução-teste e período de ensaio de 96 horas. Não foram realizadas análises para a caracterização do esgoto nem da água de diluição. O ensaio foi concluído em 9 de abril de 2001 e não foi observada nenhuma morte ao longo dos testes, oferecendo indícios de que o efluente final da ETE Samambaia não apresentava toxicidade para a espécie tilápia do Nilo.

Para o segundo lote de alevinos adquiridos, não foi realizado o teste definitivo, pois os alevinos já estavam com tamanho grande para os ensaios. Em 2 de julho de 2001, foi iniciado o teste definitivo agudo com o terceiro lote; todavia, de maneira inesperada, ocorreu uma mortandade elevada dos peixes nas 48 horas precedentes ao teste. Mesmo assim o ensaio foi realizado com o intuito de avaliar as características físico-químicas do efluente, uma vez que essas análises só foram realizadas uma única vez, no ensaio preliminar de 25 de junho de 2001. A mortandade parece ter sido ocasionada pela alimentação deficiente, em razão da ração adotada, o que acarretou uma infecção por bactérias, que provocou o intumescimento das brânquias dos alevinos. Nessa fase, foram administradas três drágeas do antibactericida Quemicetina 500 na água do reservatório de aclimatação, sendo observada a diminuição progressiva da mortandade dos peixes. Outro procedimento tomado foi a substituição da ração em uso pela empregada em aquários ornamentais, por ser mais completa. Tal decisão foi tomada em razão de os alevinos estarem visivelmente subnutridos, pois em tanques de piscicultura a ração administrada é apenas um complemento alimentar do alimento vivo existente no tanque, ausente em reservatórios de aclimatação.

O ensaio definitivo foi realizado apenas com a concentração de 100% de esgoto, uma vez que não ocorreu toxicidade no ensaio preliminar. A concentração foi testada em dois arranjos distintos em triplicata, com e sem controle de temperatura, para avaliar sua influência nos ensaios. No ensaio, foram observados teores elevados de amônia, em torno de 20 mg/L e, apesar de os organismos estarem visivelmente debilitados para os testes, não ocorreu toxicidade ao esgoto testado nas triplicatas com controle de temperatura. Aconteceram mortes em mais de 50% dos organismos testados, nos aquários sem controle de temperatura e também mais de 10% de mortes no controle. Por essa razão, o teste foi considerado inválido.

Assim, após o tratamento dos peixes remanescentes da aclimatação, o mesmo lote foi submetido a novo ensaio definitivo agudo, em 23 de julho de 2001. O ensaio transcorreu com sucesso, e mais uma vez não ocorreu toxicidade para a espécie testada. Também foram observados teores de amônia, em torno de 8 mg/L, inferiores aos valores obtidos no ensaio anterior.

Em 17 de novembro de 2001, foi realizado o teste definitivo agudo com os alevinos de carpa prateada. O resultado do ensaio constatou a não-toxicidade do efluente

para essa espécie. Os dados obtidos nos respectivos ensaios são apresentados no Apêndice D, e a Figura 4.8 mostra um dos testes definitivo agudo realizados.



Figura 4.8 – Realização do teste definitivo agudo

4.3.6.3 – Teste de sensibilidade

Cada lote de peixe adquirido foi avaliado segundo a sua sensibilidade, por meio da determinação da CL(I)50, 24 h, com a substância de referência, dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$).

O teste de sensibilidade foi realizado em sistema estático, com duração de 24 horas, em recipientes de 5 L, uma réplica por teste, sendo testadas três concentrações diferentes e mais o controle. Foram empregados cinco alevinos por teste, com densidade de estocagem de peixes de 1 g/L. Os recipientes em número de oito foram mantidos, em banho-maria, em bandejas plásticas contendo termostato/aquecedor, para manutenção da temperatura.

Os testes de sensibilidade não foram realizados com as larvas de tilápia e carpa, apenas com os alevinos dessas espécies. As concentrações de dicromato de potássio – 800 mg/L, 480 mg/L, 320 mg/L, 110 mg/L e 56 mg/L – basearam-se nas faixas de sensibilidade da espécie *Poecilia reticulata*.

Os recipientes e materiais utilizados, mesmo após a lavagem, não foram reutilizados nos outros testes, por causa da toxicidade do dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$).

Assim, em 11 de maio de 2001, foi dado início ao primeiro teste de sensibilidade para a calibração dos alevinos de tilápia adquiridos no segundo lote, pois o primeiro lote foi considerado inválido em virtude das mortandades ocorridas na aclimação (mais de

10% do lote). O ensaio foi realizado em sistema estático com a substância de referência, Dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), e teve duração de 24 horas; as soluções-teste continham diferentes concentrações (controle, 320 mg/L, 400 mg/L e 800 mg/L). Ao final do ensaio, constatou-se a morte total dos alevinos empregados, o que demonstrou que a faixa de sensibilidade dos organismos-teste estava abaixo das concentrações testadas.

Em 23 de julho de 2001, foi dado início a novo ensaio com o terceiro lote adquirido de alevinos de tilápia nas concentrações (controle, 56 mg/L, 110 mg/L e 320 mg/L). O ensaio foi repetido com o mesmo lote em 8 de agosto de 2001 com as concentrações (Controle, 110 mg/L, 320 mg/L e 400 mg/L). Já em 11 de novembro de 2001 foi realizado ensaio com os alevinos de carpa nas concentrações (Controle, 110 mg/L, 320 mg/L e 400 mg/L).

A Figura 4.9 mostra a realização de um dos testes de sensibilidade com os alevinos de tilápia.



Figura 4.9 – Realização do teste de sensibilidade

4.3.6.4 – Teste definitivo crônico

O teste definitivo crônico foi realizado seguindo os mesmos passos já descritos na realização do ensaio de toxicidade aguda.

Nele, foram utilizados 18 recipientes de 2 L, mantidos em banho-maria, providos de termostato/aquecedor, para manutenção da temperatura nos testes.

Conforme exposto anteriormente, o ensaio crônico utiliza peixes recém-nascidos (larvas com menos de 24 horas de idade), da espécie testada. Como nas tilápias, os

Óvulos são depositados pela fêmea no ninho e fecundados pelo macho. Após a fecundação, os ovos são recolhidos pela boca da fêmea para incubação, eclosão e proteção das larvas, que só começam a ser liberadas sete a dez dias após a eclosão dos ovos. Em razão disso, foram adquiridas larvas com cerca de dez dias de vida, para a execução dos testes. As larvas foram mantidas em reservatório de 15 L, nas fases de manutenção e aclimação. Antes e durante os testes, as larvas foram alimentadas com ração apropriada, duas vezes ao dia.

O teste definitivo foi realizado em sistema semi-estático, com dez peixes por aquário, e o período do teste foi de sete dias. O delineamento experimental foi com esquema fatorial 7 (tempos decorridos do teste: 24, 48, 72, 96, 120, 144 e 168 horas) x 5 (concentrações de esgoto) x 1 (controle) x 3 (repetições para cada concentração testada, inclusive para o controle). Portanto, foram utilizados 18 recipientes de 2 L.

O teste de toxicidade crônica com larvas (sete dias) foi expresso em concentração de efeito não-observado (CENO).

O primeiro lote de larvas de tilápia para o teste de toxicidade crônica foi adquirido em 21 de abril de 2001. As larvas obtidas estavam com aproximadamente dez dias de vida e foram colocadas em manutenção em aquário de 15 L, contendo água desclorada do sistema de abastecimento de água. As larvas foram alimentadas com a ração Nutripeixe AL45, duas vezes por dia. Diariamente, foram feitas limpezas no aquário para a retirada das fezes e restos de alimento, repondo-se a água retirada. Ocorreu uma mortalidade muito elevada das larvas, então, as remanescentes foram colocadas em aquário munido de sistema de bombeamento, filtro biológico, pedras e plantas, para observação das larvas. Foi percebido que, após essa mudança, não ocorreram mais mortes.

Em 7 de julho de 2001, foram adquiridas mais trezentas larvas com, aproximadamente, dez dias de vida para a realização do teste definitivo crônico. As larvas foram colocadas em manutenção/aclimação, em aquário de 15 L, com água oriunda de fonte natural existente na ETE – Samambaia. As condições de limpeza foram mantidas e, mesmo assim, ocorreu mortalidade elevada dos organismos, em manutenção. Em razão disso, decidiu-se que o próximo lote seria mantido em aquário, contendo bomba de ar, filtro biológico, pedras e plantas, mudança realizada anteriormente com sucesso. A dificuldade na manutenção/aclimação de larvas foi mencionada por Branco (1978), pois essa faixa etária de vida é muito sensível, sobretudo quando as larvas são provenientes de ovos, cuja fragilidade é ainda maior do que as larvas oriundas de peixes vivíparos.

No dia 12 de outubro de 2001, foi adquirido outro lote com, aproximadamente, quatrocentos larvas de tilápia, com cerca de sete dias de vida. Com esses organismos,

foi realizado o ensaio crônico, que teve início em 13 de outubro de 2001, para testar as larvas em estágio mais recente de vida. Esse ensaio não pôde ser considerado válido, pois ocorreram mais de 10% de mortes nos aquários-controle, ao longo do período do teste. O motivo das mortes foi atribuído ao fato de os organismos recém-chegados ao laboratório estarem debilitados com as condições a que foram submetidos durante o transporte e as novas condições do laboratório. Assim, somente em 1^o de novembro de 2001, iniciou-se o novo ensaio crônico, com o mesmo lote, quando os organismos estavam com, aproximadamente, 27 dias de vida. Não foi observada toxicidade crônica para os organismos testados, ficando evidente que o efluente da ETE – Samambaia não causa efeito deletério à vida e reprodução dos organismos. Os dados obtidos nos respectivos ensaios são mostrados no Apêndice D, e a Figura 4.10 mostra a realização de um desses testes.



Figura 4.10 – Realização do teste definitivo crônico

4.3.6.5 – Teste definitivo de longa duração

Este teste foi feito em continuação ao ensaio definitivo, realizado no período de 23 a 27 de julho de 2001, com os alevinos de tilápia.

Assim, o teste foi realizado no período de 27 de julho a 20 de setembro de 2001 com duração de um mês e 24 dias. O experimento foi montado com sistema de aeração, controle de temperatura e luminosidade, e foram colocados cinco peixes por aquário; a

solução-teste foi renovada semanalmente. Os alevinos do controle foram alimentados com ração de uma a duas vezes ao dia, ao passo que os dos aquários-teste não receberam alimentação suplementar, apenas o esgoto da própria solução.

O arranjo experimental foi montado com duas concentrações de 100% de esgoto e mais o controle, com três réplicas em cada uma. Na primeira concentração de esgoto (100%) foram instalados controles de temperatura (termostato/aquecedor) nos três aquários, e a aeração apenas em dois. Já a segunda concentração (100%) foi mantida sem controle de temperatura e aeração em apenas dois aquários.

Observou-se que ocorreram mortandades no período do teste, e que os peixes estavam com peso médio de cerca de 2,0 g cada um.

4.4 – ANÁLISE DOS DADOS

4.4.1 – Procedimentos

Ao longo dos ensaios, foram realizados os seguintes tipos de análises de acordo com os métodos preconizados pelo Standard Methods (APHA, 1995):

- a) análise físico-química e bacteriológica dos esgotos contidos nos recipientes-teste, a cada intervalo de tempo de 24 horas decorridas dos testes, com relação aos seguintes parâmetros – pH, temperatura, oxigênio dissolvido e amônia;
- b) análise da solução-estoque, realizada segundo os parâmetros clorofila, coliformes totais e fecais e sólidos suspensos totais;
- c) análise da água de diluição quanto à dureza, condutividade, pH e temperatura;
- d) análise dos peixes, em relação à mortalidade e qualidade sanitária.

A Tabela 4.4 apresenta os parâmetros analisados, com os respectivos métodos e equipamentos utilizados durante as análises físico-química e bacteriológica dos esgotos.

Tabela 4.4 – Métodos e equipamentos utilizados no controle operacional

Parâmetros	Métodos e Equipamentos
Temperatura (°C)	Medidor portátil de oxigênio dissolvido e temperatura/ modelo YSI 95
OD (mg/L)	Medidor portátil de oxigênio dissolvido e temperatura/ modelo YSI 95
pH	Potenciométrico/medidor de pH portátil, marca ORION, modelo 210 A
NH ₄ -N (mg/L)	Floculação/Centrifugação/Colorimétrico com reagente de Nessler
Clorofila-a	Clorofórmio e metanol/Espectrofotômetro HACH, modelo DR-4000U
Condutividade	Condutímetro
Dureza	Titulação com EDTA
SST	Seco a 103-105 °C/Balança analítica, forno de secagem e bomba de vácuo
CT (NMP/100 mL)	Método do substrato cromogênico MUG-ONPG/Colilert
CF (NMP/100 mL)	Método do substrato cromogênico MUG-ONPG/Colilert
CF (NMP/g) - peixes	Técnica da Enxaguadura/Técnica do Número mais provável
<i>Salmonelas sp</i> – peixes	Técnica Presença/Ausência
<i>Staphylococcus aureus</i> (UFC) - peixes	Técnica da contagem direta em placas

Os resultados das análises da CAESB/2000, a respeito do efluente do Polimento Final – Modulo II, serviram de apoio para a interpretação dos dados com referência aos parâmetros nitrito, nitrato, DQO, DBO, NTK, P total, sólidos suspensos totais, clorofila e coliformes fecais.

Os peixes foram analisados em relação à porcentagem de organismos mortos (CL50) ao longo dos testes, e a qualidade sanitária foi avaliada pelo Laboratório Central de Saúde Pública (LACEN), em Brasília–DF, por intermédio das análises bacteriológicas: coliformes fecais (NMP/g), *Staphylococcus aureus* (UFC/g) e *Salmonella sp* (ausência ou presença/25g).

Os testes realizados em todo o experimento foram em número de 15, mas as análises quantitativas efetivaram-se com os resultados de apenas oito testes. Desconsideraram-se os demais (em número de sete), porque, durante a realização dos experimentos, ocorreram mortes, de alevinos ou de larvas, acima dos critérios

estabelecidos (10%), tornando-os inválidos. As mortes aconteceram não só nos testes-controle, mas também na fase de aclimatação. Além do mais, uma parte desses testes foi realizada na fase inicial em que o laboratório foi instalado, quando não se dispunha de alguns equipamentos. Mesmo assim, foram realizados em caráter exploratório e para aprendizagem do próprio pesquisador.

Foram selecionados os resultados de oito testes de toxicidade, com as seguintes discriminações:

- preliminar agudo (dois);
- definitivo agudo (dois);
- sensibilidade agudo (três);
- definitivo crônico (um).

4.4.2 – Métodos estatísticos

A análise estatística das variáveis quantitativas foi feita utilizando os métodos, delineados a seguir:

- o método Probit foi empregado para determinar os índices de toxicidade aguda e crônica (CL50 ou CE50 e a CENO);
- o teste de Wilcoxon serviu para estabelecer a comparação entre o esgoto antes da troca e o esgoto depois da troca, tendo em vista a avaliação do comportamento de cada parâmetro no período de 24 horas de ensaio;
- a análise de variância realizou a comparação entre os esgotos alimentados (depois das trocas), para verificar se as trocas efetuadas a cada 24 horas foram constantes;
- o teste de análise de variância foi utilizado para examinar a correlação entre os esgotos (depois das trocas) e os esgotos (antes das trocas).

Assim, considerando o que foi exposto nesta parte, que trata da metodologia, apresentam-se, no próximo capítulo, as análises quantitativas dos dados coletados durante os experimentos.

5 – RESULTADOS E ANÁLISE

O presente capítulo demonstra os resultados de oito ensaios de toxicidade realizados. As análises dividem-se em três partes, a primeira apresenta os dados da água de diluição utilizada nos ensaios, a segunda, as análises a respeito de cada parâmetro medido nas soluções-teste dos aquários, e a última parte refere-se à mortalidade e análise sanitária dos peixes. As variáveis medidas nas soluções-teste serão apresentadas na seguinte seqüência: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), Oxigênio dissolvido (OD) e amônia. Já as análises realizadas na solução-estoque (esgoto) serão avaliadas com relação a coliformes totais, coliformes fecais e clorofila, e relacionadas às variáveis mortandade e oxigênio dissolvido, respectivamente. Da mesma forma, as análises realizadas pela CAESB, em relação à matéria orgânica, fósforo, nitrogênio e clorofila, também serão analisadas e comentadas nos itens oxigênio dissolvido e amônia.

A análise estatística é feita por meio do cálculo da média e do desvio padrão das medidas de cada concentração testada nos ensaios. Nela, faz-se a comparação entre os esgotos alimentados em cada troca, quando são designados de esgotos depois das trocas (Dt) e aqueles medidos após o período de 24 horas, chamados de esgotos antes da troca (At). Essa análise é realizada para verificar se ocorrem diferenças significativas em cada período de 24 horas do ensaio, e em caso positivo, se há correlação entre elas. Faz-se ainda outra comparação entre todos os esgotos alimentados para verificar a sua uniformidade.

A terminologia At e Dt foi adotada tanto nas tabelas (Apêndice D) quanto ao longo deste capítulo. Os gráficos apresentados relacionam-se ao período dos ensaios (em horas), às concentrações do esgoto e aos valores medidos de cada variável, considerando a média das réplicas.

5.1 – ÁGUA DE DILUIÇÃO

A água de diluição utilizada nos ensaios foi a do sistema público de água, que foi desclorada por meio de processo de aeração. As análises de pH e temperatura foram realizadas com medidores portáteis durante os testes, e as medições de dureza e condutividade foram realizadas no laboratório da UnB. Os resultados variaram nos seguintes limites:

- dureza: 30 a 43,2 mg/L CaCO₃
- condutividade: 53,3 a 102,8 µS/cm
- pH: 8,02 a 7,65
- temperatura: ? 25 °C

Portanto, a água utilizada foi do tipo mole e alcalina, e os resultados das medidas realizadas nos ensaios estão demonstradas nas tabelas do Apêndice D.

5.2 – SOLUÇÃO-TESTE

As análises das soluções-teste foram feitas em cada aquário. As medições de temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e pH foram realizadas com medidores portáteis diretamente nos aquários. As medições de amônia foram realizadas no laboratório da UnB, assim como as análises da solução-estoque a respeito dos parâmetros clorofila, sólidos suspensos totais, coliformes totais e fecais. Os itens subseqüentes apresentam as medidas realizadas nos oito ensaios que foram considerados válidos, na seguinte seqüência: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) e amônia. Além dessas medidas, são apresentadas as análises da mortalidade das espécies testadas e da qualidade sanitária dos peixes.

5.2.1 – Temperatura

Neste tópico, mostram-se as medidas de temperatura, calculadas de acordo com a média e o desvio padrão de cada ensaio, os quais são apresentados na Tabela 5.1. Já o rol com os dados das medições da temperatura dos ensaios são expostos nas Tabelas D.1 a D.46 do Apêndice D e nas Figuras 5.1 a 5.8.

Tabela 5.1 – Medidas de temperatura nos testes de toxicidade

Testes	Período do Teste	Tipo de peixe	Nº de dados concent.	Concent. testada	Temperatura	
					Média (°C)	
					Antes da troca (At)	Depois da troca (Dt)
Preliminar agudo	25/06 a 27/06/2001	Tilápia	6	Controle	-	24,98 ? 0,26
			6	50%	-	24,80 ? 0,30
			6	80%	-	25,37 ? 0,59
			6	100%	-	24,73 ? 0,46
Definitivo agudo	23/07 a 27/07/2001	Tilápia	24	Controle	26,97 ? 0,36	26,20 ? 1,66
			24	80%	25,36 ? 0,78	26,53 ? 1,85
			24	100% (*)	25,59 ? 1,32	27,97 ? 2,18
			24	100% (**)	24,11 ? 0,93	23,49 ? 0,31
Sensibilidade agudo	23/07 a 24/07/2001	Tilápia	4	Controle	-	25,12 ? 1,13
			4	56 mg/L	-	24,55 ? 1,79
			4	110 mg/L	-	24,55 ? 2,02
			4	320 mg/L	-	24,65 ? 2,20
Sensibilidade agudo	08/08 a 09/08/2001	Tilápia	4	Controle	-	21,40 ? 1,59
			4	110 mg/L	-	21,12 ? 0,96
			4	320 mg/L	-	20,72 ? 0,49
			4	400 mg/L	-	20,50 ? 0,52
Definitivo crônico	01/11 a 08/11/2001	Larva Tilápia	42	Controle	26,50 ? 0,58	25,99 ? 1,09
			42	30%	26,26 ? 0,41	25,88 ? 0,99
			42	50%	27,31 ? 0,57	29,08 ? 1,22
			42	80%	27,29 ? 0,65	29,05 ? 1,32
			42	90%	26,33 ? 0,77	26,09 ? 0,55
42	100%	26,45 ? 0,96	26,03 ? 0,57			
Preliminar agudo	10/11 a 12/11/2001	Carpa	6	Controle	-	28,13 ? 2,54
			6	50%	-	29,98 ? 3,38
			6	80%	-	27,18 ? 2,55
			6	100%	-	26,52 ? 2,45
Sensibilidade agudo	11/11 a 12/11/2001	Carpa	4	Controle	-	24,13 ? 1,48
			4	110 mg/L	-	24,53 ? 2,06
			4	320 mg/L	-	24,88 ? 2,37
			4	400 mg/L	-	24,95 ? 2,35
Definitivo agudo	17/11 a 21/11/2001	Carpa	24	Controle	25,46 ? 1,77	27,87 ? 1,69
			24	30%	25,44 ? 0,80	28,14 ? 1,17
			24	50%	25,30 ? 1,58	26,26 ? 2,59
			24	80%	25,45 ? 0,98	27,76 ? 3,90
			24	90%	25,91 ? 1,14	29,00 ? 1,79
			24	100%	25,76 ? 1,15	26,77 ? 1,12

(*) Com controle de temperatura.

(**) Sem controle de temperatura.

Examinando a Tabela 5.1, constata-se que, em alguns testes, ocorreram grandes oscilações de temperatura. Tal fato pode ser atribuído ao arranjo experimental utilizado, que não permitiu um controle mais preciso, mesmo se utilizando aquecedores ligados a termostatos para a manutenção da temperatura. Assim, as variações de temperatura observadas, possivelmente, ocorreram em razão das falhas no sistema aquecedor e termostato, além das constantes oscilações de energia elétrica que aconteceram no local do experimento. Note-se que, usualmente, os ensaios são realizados em ambientes climatizados, que facilitam a manutenção da temperatura constante ao longo dos ensaios.

Observa-se, na Tabela 5.1, que, no ensaio preliminar, de 25 a 27 de junho de 2001, a menor média foi de 24,73 °C e a maior, de 25,37 °C, resultando, portanto, uma variação de 0,64 °C, melhor representada na Figura 5.1.

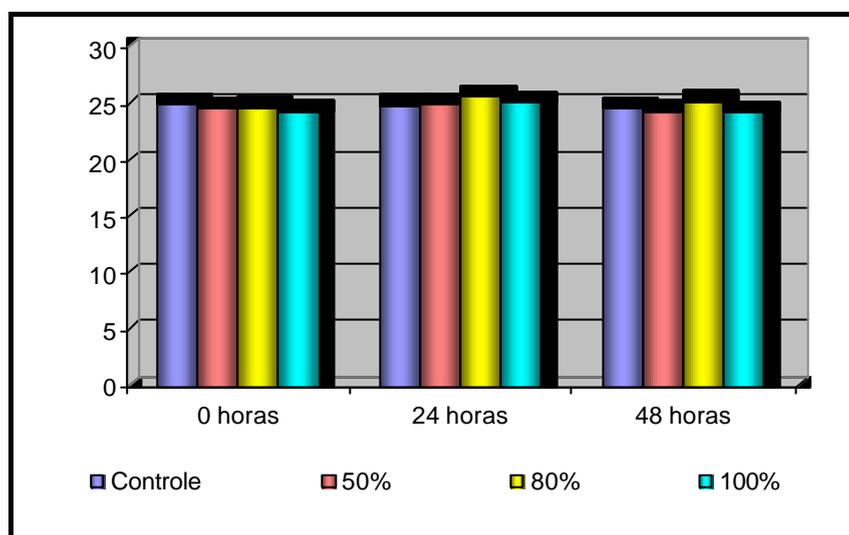


Figura 5.1 – Temperatura (Teste preliminar agudo – 25 a 27 de junho de 2001)

Na comparação estatística das medições de temperatura, no período de 48 horas do ensaio, verifica-se que não há ocorrências de diferenças significativas ($p > 0,05$) para os valores medidos, demonstrando que as temperaturas ficaram constantes.

Para o teste definitivo agudo, de 23 a 27 de julho de 2001, são avaliadas as variações de temperatura antes e depois de cada troca. Os valores antes da troca apresentaram a média menor de 24,11 °C e a maior, de 26,97 °C, com uma variação de 2,86 °C. Já os valores depois da troca mostram a média menor de 23,49 °C e a maior, de 27,97 °C, com uma variação de 4,48 °C, conforme revela a Figura 5.2.

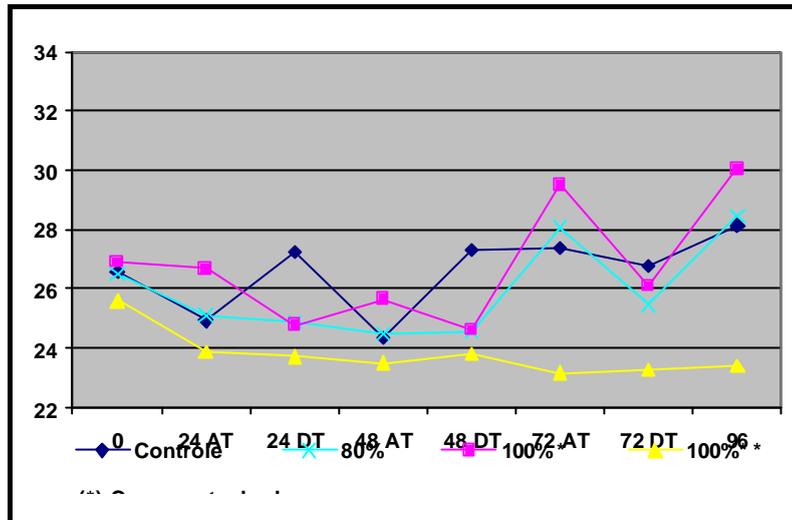


Figura 5.2 – Temperatura (Teste definitivo agudo – 23 a 27 de julho de 2001)

O gráfico retrata dois picos de temperatura, no período de 96 horas decorridas no ensaio, bem como nas concentrações de 80% e 100% (com controle de temperatura). Essas variações provavelmente aconteceram em razão de falhas nos equipamentos. Da mesma forma, pode-se observar que os valores de temperatura para a concentração de 100% (sem controle de temperatura) são inferiores às demais.

A comparação estatística das medições de temperatura, efetuadas antes e depois de cada troca, ou seja, a cada 24 horas do ensaio, revela que não ocorrem diferenças significativas ($p > 0,05$). Já a comparação de todos os esgotos alimentados, indica que para o controle ($p = 0,190$) e o 100% com controle de temperatura ($p = 0,386$), as diferenças não são significativas. No entanto, para as concentrações de 80% e 100% sem controle de temperatura, as variações são mais representativas.

Com o teste de sensibilidade agudo realizado, de 23 a 24 de julho de 2001, obtém-se o menor valor médio de 24,55 °C e o maior de 25,12 °C, com uma variação de 0,57 °C, valores apresentados na Figura 5.3.

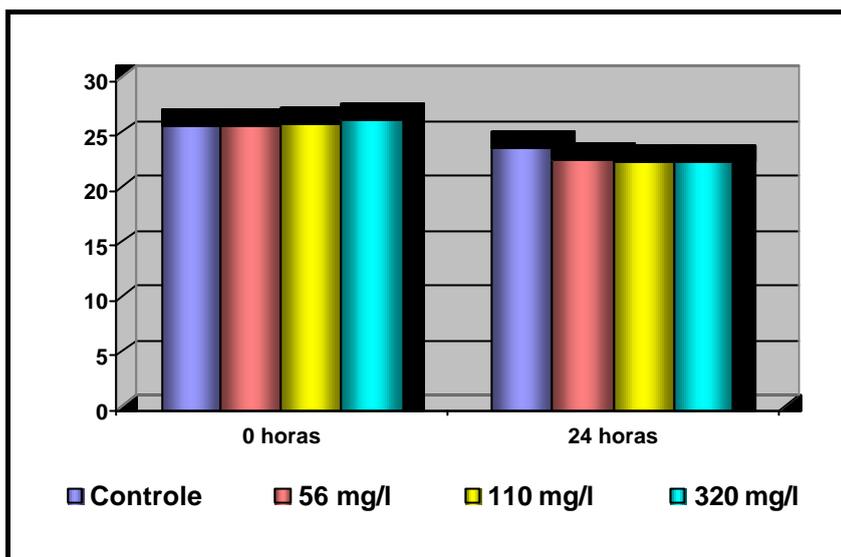


Figura 5.3 – Temperatura (Teste de sensibilidade agudo – 23 a 24 de julho de 2001)

Na comparação estatística das medições de temperatura, no período de 24 horas desse ensaio, comprova-se que não ocorrem diferenças significativas ($p > 0,05$) para os valores medidos, revelando a constância das temperaturas.

O teste de sensibilidade executado de 8 a 9 de agosto de 2001 apresenta a variação de 0,90 °C nos valores de temperatura medidos, com a média menor de 20,50 °C e a maior, de 21,40 °C. A Figura 5.4 mostra esses resultados.

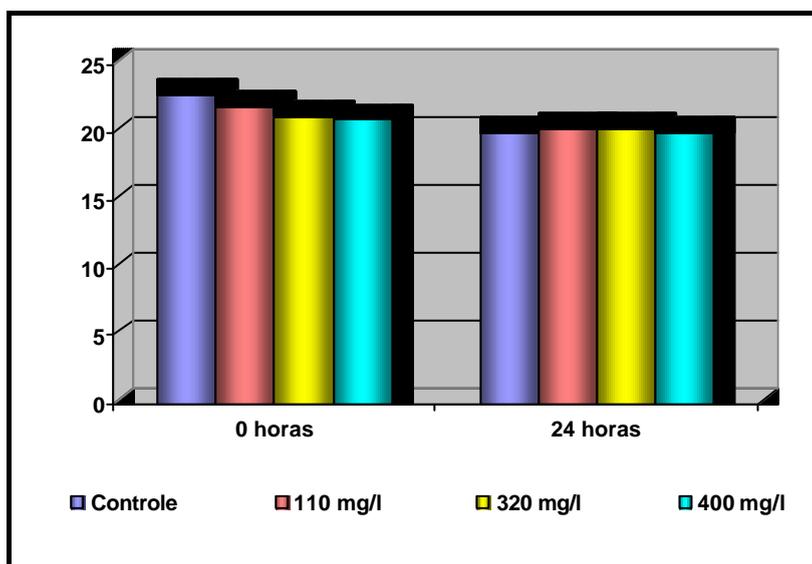


Figura 5.4 – Temperatura (Teste de sensibilidade agudo – 8 e 9 de agosto de 2001)

Na comparação estatística das medições de temperatura, no período de 24 horas do ensaio, constata-se que não há diferenças significativas ($p \geq 0,05$) para os valores medidos, o que demonstra a não-variação da temperatura.

No teste definitivo crônico de 1^o a 8 de novembro de 2001, os valores antes da troca apresentam a média menor de 26,26 °C e a maior de 27,31 °C, com a variação de 1,05 °C. Já os valores depois da troca são de 25,88 °C e 29,08 °C, com uma variação de 3,20 °C, segundo exposto pela Figura 5.5.

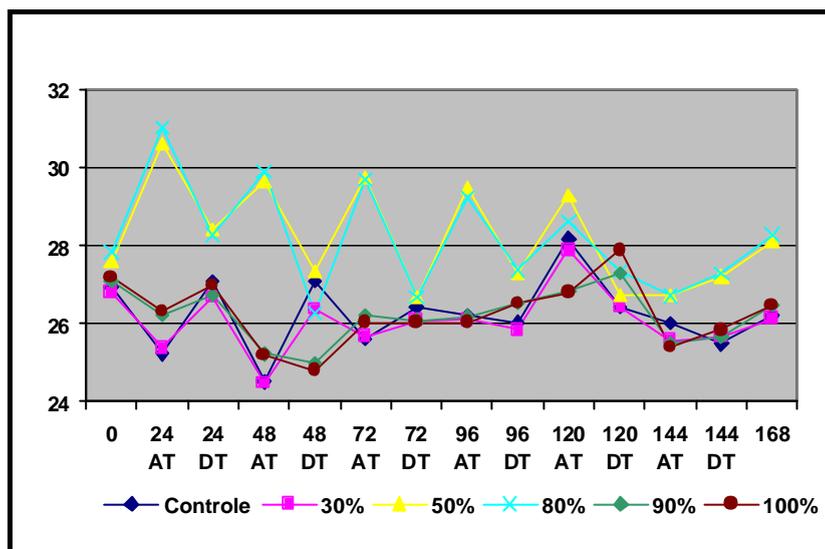


Figura 5.5 – Temperatura (Teste crônico – 1^o a 8 de novembro de 2001)

O gráfico revela alguns picos de temperatura, nos períodos antes da troca, o que evidencia falhas no sistema de controle da temperatura. Os valores baixos de temperatura, no período antes da troca (At), ocorreram em virtude da medida de temperatura ter sido feita, logo após a troca, quando a temperatura da solução ainda não havia sido estabilizada.

Ao comparar o esgoto antes e depois das trocas, certifica-se que não ocorrem diferenças significativas ($p \geq 0,05$) para as concentrações, controle ($p = 0,064$), 30% ($p = 0,131$), 90% ($p = 0,304$) e 100% ($p = 0,273$); porém acontecem diferenças significativas entre os valores medidos nas concentrações 50% ($p = 0$) e 80% ($p = 0$). Também verifica-se que há correlação na concentração de 50%, por meio do modelo matemático ($y = 1,070X - 0,152$), que explica os dados. Já a concentração de 80% indica que os valores medidos variaram de forma aleatória. A comparação realizada com os esgotos alimentados mostra variações em todos os valores, assinalando que as temperaturas variaram significativamente em cada troca.

O teste preliminar agudo, de 10 a 12 de novembro de 2001, apresenta variações de cerca de 3,46 °C, com valores da média oscilando entre 26,52 °C e 29,98 °C, como retrata a Figura 5.6.

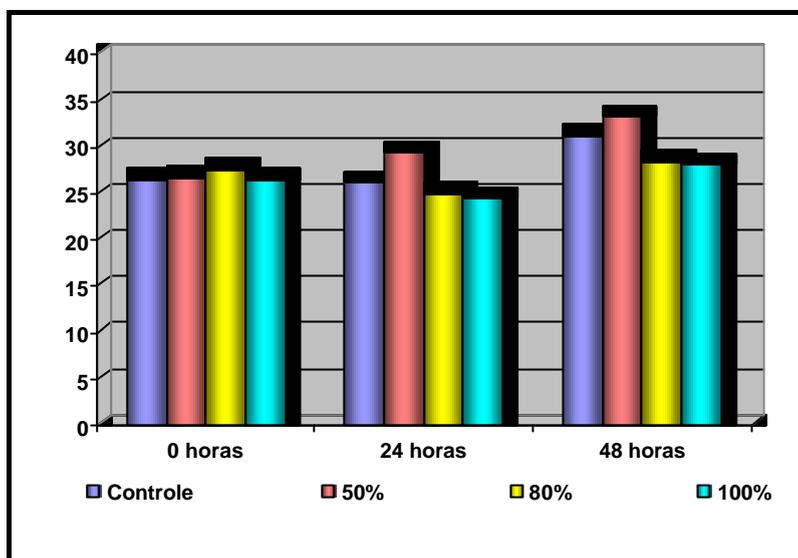


Figura 5.6 – Temperatura (Teste preliminar agudo – 10 a 12 de novembro de 2001)

Na comparação estatística das medições de temperatura do ensaio, no período de 48 horas, constata-se que não há diferenças significativas ($p > 0,05$) para os valores medidos, revelando, assim, a efetivação de uma temperatura constante.

O teste de sensibilidade agudo, de 11 a 12 de novembro de 2001, possui variações de cerca de 0,82 °C, com valor médio oscilando entre 24,13 °C e 24,95 °C, como se observa na Figura 5.7.

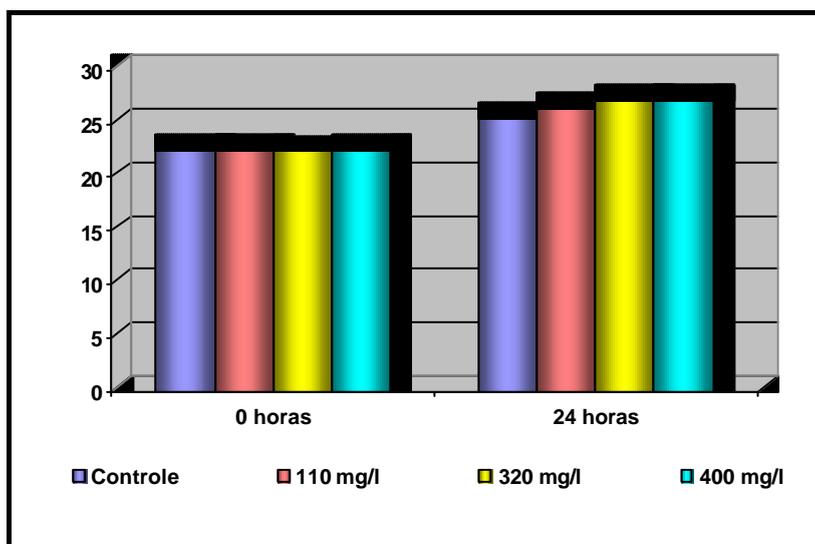


Figura 5.7 – Temperatura (Teste de sensibilidade agudo – 11 a 12 de novembro de 2001)

Na comparação das medições de temperatura desse ensaio, no período de 24 horas, comprova-se a não-ocorrência de diferenças significativas ($p \geq 0,05$) para os valores medidos, demonstrando que a temperatura permaneceu a mesma.

Para o teste definitivo agudo, de 17 a 21 de novembro de 2001, são avaliadas as variações de temperatura, antes e depois de cada troca, mostradas na Figura 5.8.

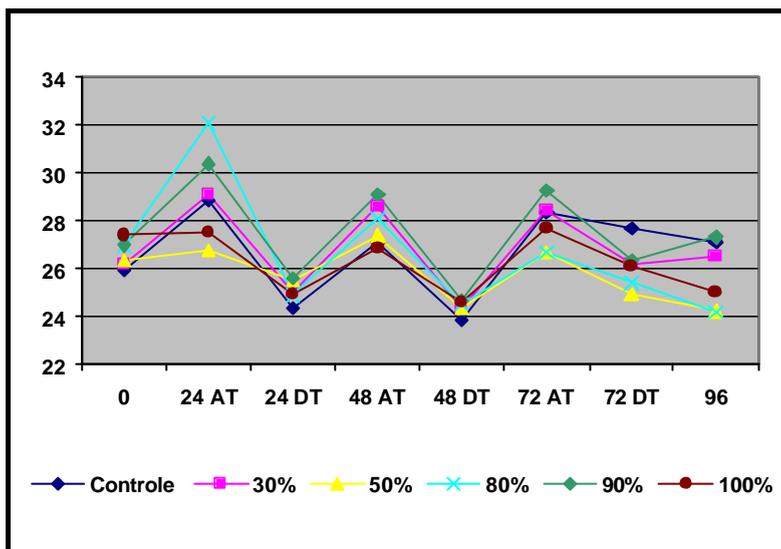


Figura 5.8 – Temperatura (Teste definitivo agudo – 17 a 21 de novembro de 2001)

Os valores antes da troca apresentam a média menor de 25,30 °C e a maior, de 25,91 °C, com variação de 0,61 °C. Já os valores depois da troca têm a média menor de 26,26 °C e a maior, de 29,00 °C, com uma variação de 2,74 °C.

A comparação entre o esgoto antes e depois da troca mostra que, para as concentrações de 50% e 100%, não ocorrem diferenças significativas ($p = 1,779$ e $1,846$), ao passo que, para as concentrações controle ($p = 0,005$), 30% ($p = 0,004$), 80% ($p = 0,045$) e 90% ($p = 0,003$), os valores acusam diferenças significativas. Em relação à comparação de todos os esgotos substituídos, as concentrações 50% e 90% de esgoto, não têm valores significativos. Observa-se, na Figura 5.8, que essas diferenças, provavelmente, foram resultantes dos piques de energia elétrica ocorridos nos períodos antes das trocas.

Interpretando as variações da temperatura apontadas por Jordão e Pessoa (1995), a faixa ideal de temperatura para a atividade biológica é de 25 °C a 35 °C. Na abordagem de Peirong (1989), a faixa ideal de temperatura para as espécies tilápia e

carpa prateada é de 25 a 32 °C, e as espécies começam a morrer com uma temperatura inferior a 0,5 °C e superior a 40 °C.

Em seu experimento utilizando tanques de piscicultura, Felizatto (2000), registrou uma variação de temperatura ao longo dos meses de agosto, setembro e outubro, de 18 a 28 °C, faixa considerada favorável ao desenvolvimento dos peixes. Sua pesquisa também identificou a ocorrência de estratificação térmica durante o dia, com o maior aquecimento da camada superior da água, acarretando densidades e temperaturas diferentes. No período da noite, a estratificação desaparecia conforme as camadas superiores eram resfriadas, ocorrendo assim a homogeneização da temperatura na coluna d'água. Esse fenômeno não pôde ser observado nos experimentos com aquários.

Assim, a análise geral de todos os ensaios realizados evidenciou a menor média de 20,50 °C e a maior, de 29,98 °C, e a variação mais significativa das medidas foi de 4,48 °C. Percebe-se que, a menor média de temperatura permaneceu fora da faixa de mortalidade das espécies testadas, embora tenha ocorrido abaixo da faixa ideal.

Portanto, conclui-se que as variações de temperatura ocorridas nos ensaios não afetaram a sobrevivência dos peixes da espécie tilápia do Nilo, mas provavelmente influenciaram a mortandade da espécie carpa prateada no ensaio realizado, de 17 a 21 de novembro de 2001, cujas temperaturas elevaram-se entre 33 a 38 °C. Mesmo assim, o número de mortes das carpas não foi significativo para configurar a toxicidade do efluente para a espécie.

5.2.2 – Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os dados relativos aos valores do pH presentes nos efluentes estão expostos na Tabela 5.2. Nela, há ainda a média e o desvio padrão de cada teste, bem como os valores médios do pH medidos pela CAESB, no mesmo período em que os testes foram realizados. Além do mais, o rol dos dados coletados por meio das medições são apresentados nas tabelas D.1 a D.46 do Apêndice D e nas Figuras 5.9 a 5.16.

Tabela 5.2 – Medidas de pH nos testes de toxicidade

Testes	Data do teste	Tipo de peixe	Nº de dado Conc	Concent testada	pH		pH Médio CAESB
					Média (°C)		
					Antes da troca (AT)	Depois da troca (DT)	
Preliminar agudo	25/06 a 27/06/2001	Tilápia	6	Controle	-	8,24 ± 0,16	8,34
			6	50%	-	7,57 ± 0,12	
			6	80%	-	7,41 ± 0,09	
			6	100%	-	7,48 ± 0,16	
Definitivo agudo	23/07 a 27/07/2001	Tilápia	24	Controle	7,86 ± 0,43	7,45 ± 0,71	8,58
			24	80%	7,47 ± 0,30	7,34 ± 0,16	
			24	100% (*)	7,43 ± 0,17	7,22 ± 0,16	
			24	100% (**)	7,41 ± 0,13	6,99 ± 0,15	
Sensibilidade agudo	23/07 a 24/07/2001	Tilápia	4	Controle	-	7,32 ± 0,10	8,48
			4	56 mg/L	-	7,02 ± 0,07	
			4	110 mg/L	-	6,63 ± 0,06	
			4	320 mg/L	-	6,17 ± 0,04	
Sensibilidade agudo	08/08 a 09/08/2001	Tilápia	4	Controle	-	8,50 ± 0,05	-
			4	110 mg/L	-	6,83 ± 0,08	
			4	320 mg/L	-	6,14 ± 0,07	
			4	400 mg/L	-	6,01 ± 0,06	
Definitivo crônico	01/11 a 08/11/2001	Larva Tilápia	42	Controle	7,93 ± 0,55	7,40 ± 0,43	-
			42	30%	8,01 ± 0,41	7,35 ± 0,23	
			42	50%	8,57 ± 0,28	7,79 ± 0,17	
			42	80%	8,70 ± 0,32	7,73 ± 0,14	
			42	90%	8,57 ± 0,61	7,76 ± 0,34	
42	100%	8,54 ± 0,51	7,75 ± 0,45				
Preliminar agudo	10/11 a 12/11/2001	Carpa	6	Controle	-	7,82 ± 0,23	8,25
			6	50%	-	7,64 ± 0,23	
			6	80%	-	7,61 ± 0,48	
			6	100%	-	7,44 ± 0,42	
Sensibilidade agudo	11/11 a 12/11/2001	Carpa	4	Controle	-	8,22 ± 0,32	8,62
			4	110 mg/L	-	6,86 ± 0,45	
			4	320 mg/L	-	5,99 ± 0,23	
			4	400 mg/L	-	5,92 ± 0,24	
Definitivo agudo	17/11 a 21/11/2001	Carpa	24	Controle	8,23 ± 0,33	7,28 ± 0,49	8,12
			24	30%	8,12 ± 0,22	7,48 ± 0,43	
			24	50%	8,25 ± 0,18	7,30 ± 0,23	
			24	80%	8,19 ± 0,31	7,69 ± 0,24	
			24	90%	8,22 ± 0,47	7,64 ± 0,21	
24	100%	8,27 ± 0,48	7,33 ± 0,24				

(*) Com controle de temperatura.

(**) Sem controle de temperatura.

Como se observa, os valores de pH dos efluentes testados mantêm-se na faixa alcalina e apresentam coloração verde escura, em todos os ensaios. Essa constatação era prevista, pois as algas, abundantes nos efluentes das lagoas de estabilização, ao realizarem a fotossíntese, retiram do meio a acidez carbônica, favorecendo o aumento do

pH. Outro fator que contribui para a obtenção de valores elevados de pH pode ser o fato de a maioria dos ensaios ter sido realizado no período vespertino, quando as algas atingem o máximo de sua atividade fotossintetizante, provocando, desse modo, a elevação do pH.

O teste preliminar agudo, realizado de 25 a 27 de junho de 2001, mostra variações de pH em torno de 0,83, com os valores da média oscilando entre o menor valor de 7,41 e o maior de 8,24, segundo se pode ver na Figura 5.9.

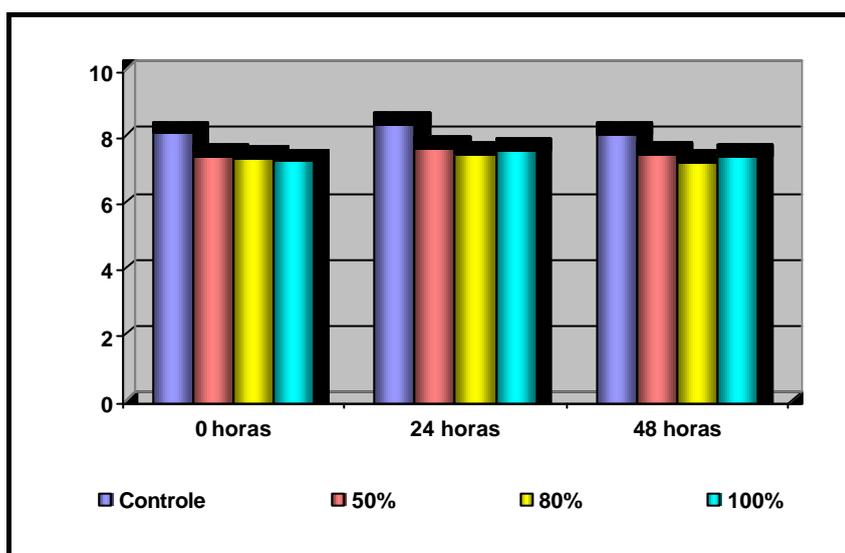


Figura 5.9 – pH (Teste preliminar agudo – 25 a 27 de junho de 2001)

A análise estatística dos valores de pH não indica diferenças significativas ($p > 0,05$) para os valores medidos, dados que assinalam a constância do pH nos efluentes.

No teste definitivo agudo, de 23 a 27 de julho de 2001, são avaliadas as variações de pH, antes e depois de cada troca. Os valores antes da troca apresentam a menor média de 7,41 e a maior de 7,86, com uma variação de 0,45. No exame dos valores depois da troca, identifica-se a média menor de 6,99 e a maior de 7,45, com amplitude em torno de 0,46, conforme expõe a Figura 5.10.

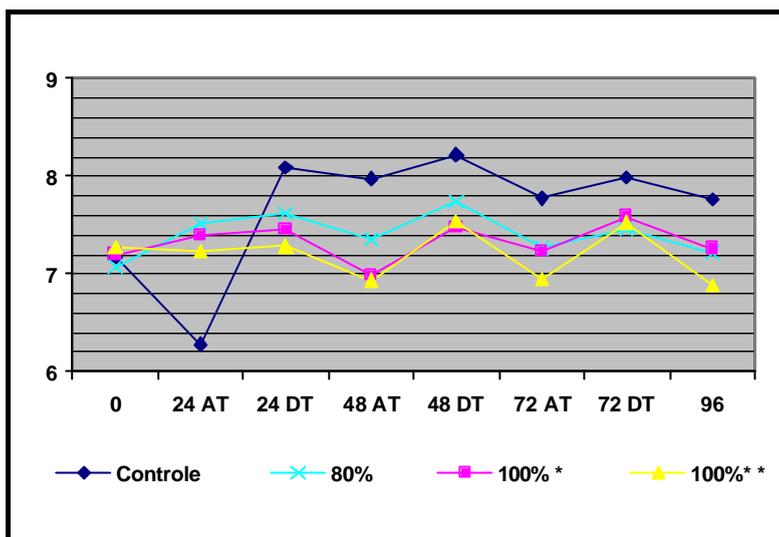


Figura 5.10 – pH (Teste definitivo agudo – 23 a 27 de julho de 2001)

De acordo com o gráfico, ao se estabelecerem comparações entre o esgoto antes da troca e o esgoto depois da troca, constata-se que não ocorreram diferenças significativas para a concentração de 80% de esgoto. No entanto, no exame das outras concentrações, os resultados indicam variações representativas. Por exemplo, confrontando-se todos os esgotos substituídos, verificam-se variações significativas em todos os valores medidos.

O teste de sensibilidade aguda, de 23 a 24 de julho de 2001, demonstra uma variação de pH de 1,15, com menor valor médio de 6,17 e o maior de 7,32. No caso desse ensaio, os valores de pH são mais baixos porque a substância-teste não foi o esgoto, mas o dicromato de potássio. Observa-se, então, que os valores de pH vão diminuindo à medida em que as concentrações da substância aumentam, fenômeno que se pode visualizar na Figura 5.11.

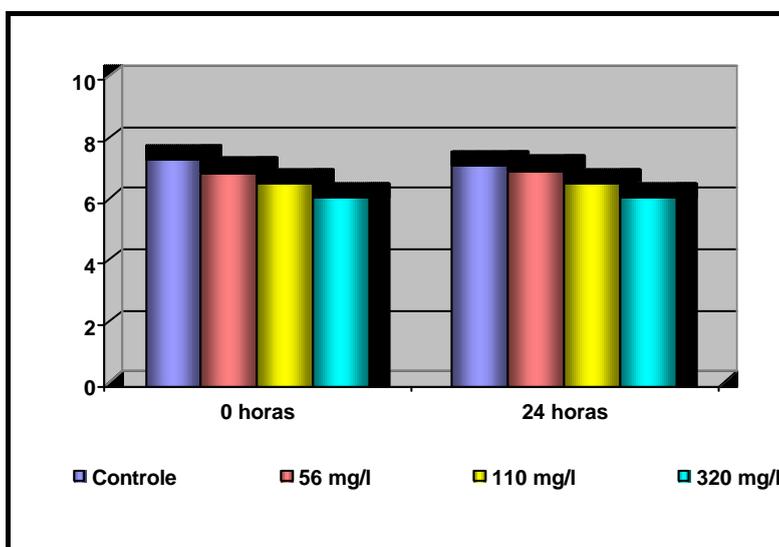


Figura 5.11 – pH (Teste de sensibilidade agudo – 23 a 24 de julho de 2001)

Conforme a leitura do gráfico, não se verifica diferença significativa ($p \geq 0,05$) entre os valores medidos.

De modo semelhante, o teste de sensibilidade aguda, de 8 a 9 de agosto de 2001, mostra uma variação na ordem de 2,49, com valores de 6,01 e 8,50 de pH. Verifica-se, na Figura 5.12, que os valores de pH vão decrescendo conforme as concentrações de dicromato de potássio são aumentadas.

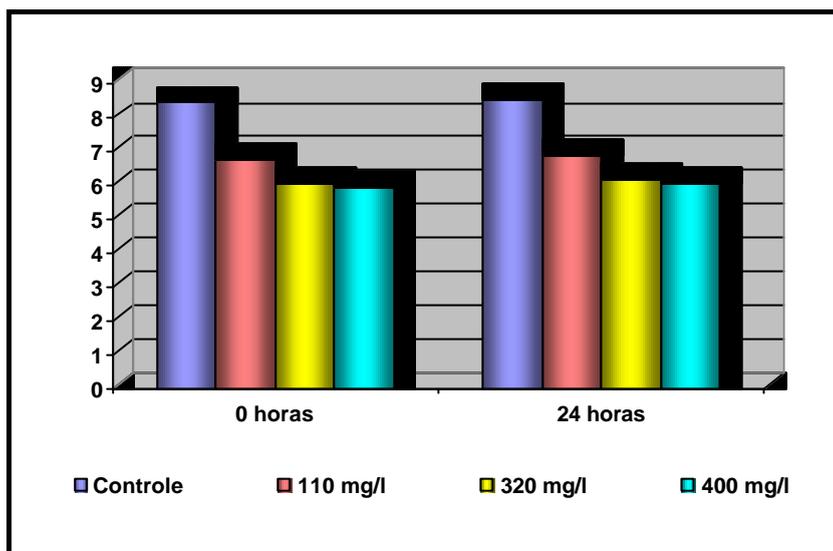


Figura 5.12 – pH (Teste de sensibilidade agudo – 8 a 9 de agosto de 2001)

O gráfico retrata que não há diferenças significativas ($p \geq 0,05$) para os valores medidos, cujas ocorrências podem ser compreendidas porque o pH das soluções-teste se mantiveram constantes.

Já para o teste definitivo crônico, de 1^o a 8 de novembro de 2001, são avaliadas as variações de pH, antes e depois de cada troca. Os valores médios mudam, antes da troca, entre 7,93 e 8,70, e depois da troca, entre 7,35 e 7,79. As oscilações ocorrem entre 0,77 e 0,44, respectivamente, como mostra a Figura 5.13.

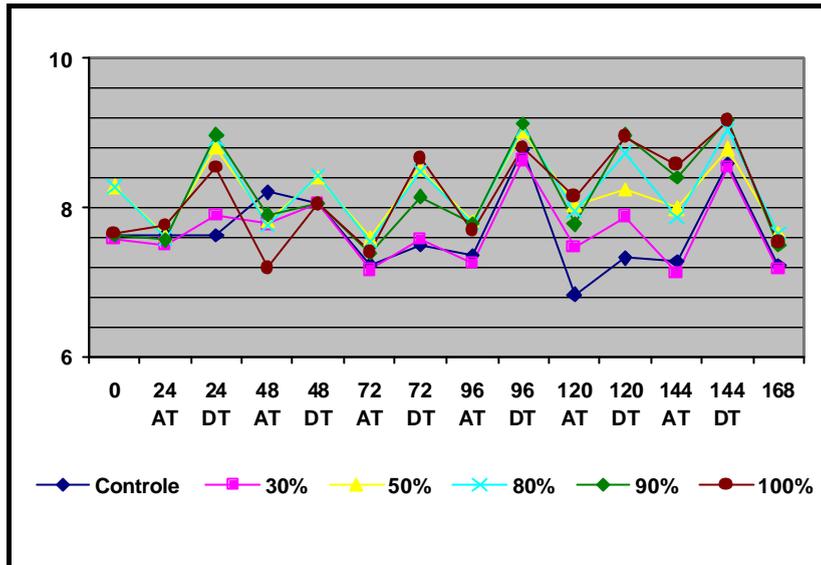


Figura 5.13 – pH (Teste crônico – 1^o a 8 de novembro de 2001)

Assim, ao se comparar o pH do esgoto antes da troca e depois dela, verifica-se que ocorrem variações significativas entre todos os valores medidos. Tal fato também ocorre quando é estabelecida a comparação entre os esgotos substituídos.

No teste preliminar agudo, de 10 a 12 de novembro de 2001, observa-se uma variabilidade média de pH de cerca de 0,38, entre os valores máximos (7,82) e mínimos (7,44) das médias de pH, o que pode ser visto na Figura 5.14.

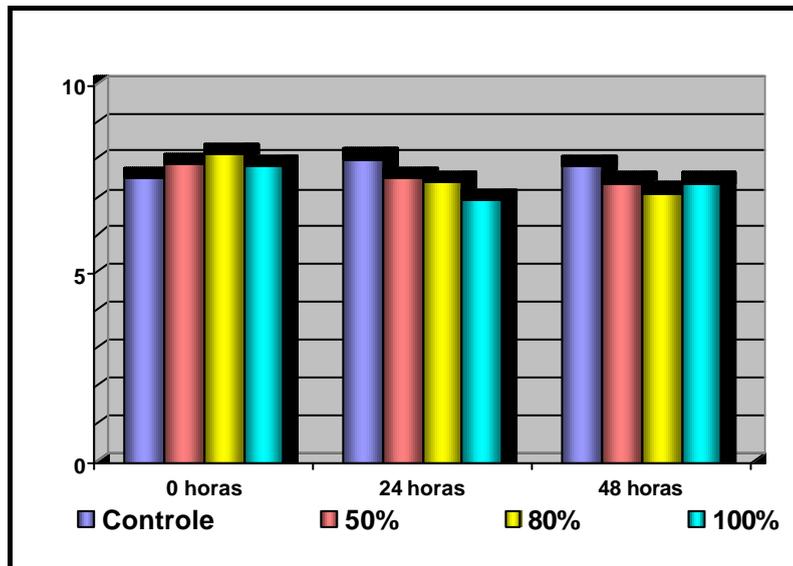


Figura 5.14 – pH (Teste preliminar agudo – 10 a 12 de novembro de 2001)

A análise estatística demonstra que não há diferenças significativas nos valores medidos do pH ($p > 0,05$), o que se justifica pelos valores constantes de pH.

Em relação ao teste de sensibilidade aguda, de 11 a 12 de novembro de 2001, constata-se uma variação de pH em torno de 2,30, entre a máxima de 8,22 e a mínima de 5,92, de acordo com a Figura 5.15. Observa-se que, em virtude da acidez do dicromato de potássio, os valores de pH vão diminuindo com o aumento das concentrações da substância de referência.

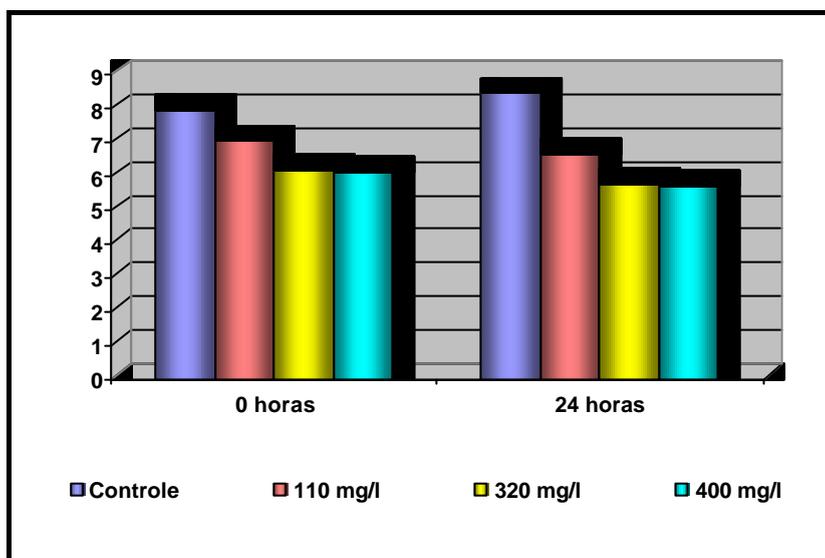


Figura 5.15 – pH (Teste de sensibilidade agudo – 11 a 12 de novembro de 2001)

O teste definitivo agudo, de 17 a 21 de novembro de 2001, comprova que, para o esgoto antes da troca, ocorrem variações de pH em torno de 0,15, entre os valores de 8,27 e 8,12. No esgoto depois da troca, as variações são de 0,41, entre os valores 7,28 e 7,69. A Figura 5.16 revela as oscilações ao longo do ensaio.

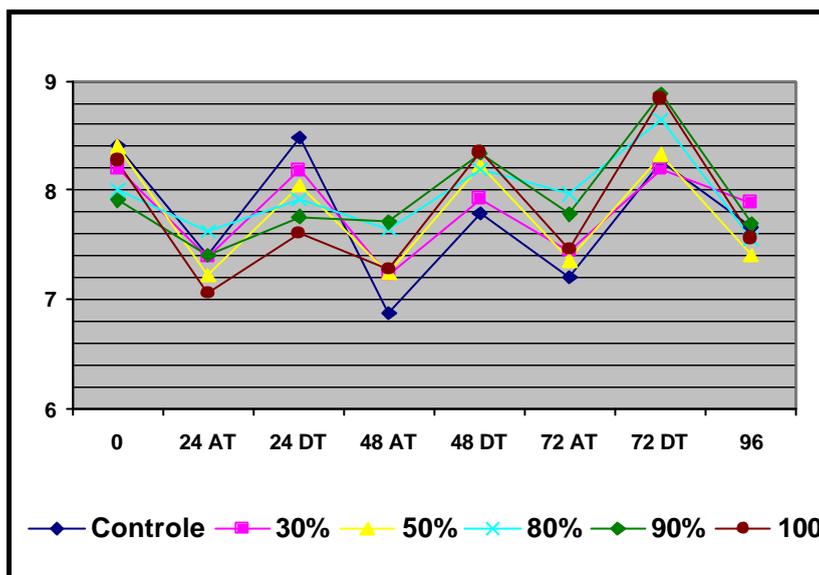


Figura 5.16 – pH (Teste definitivo agudo – 17 a 21 de novembro de 2001)

Ao se comparar os esgotos, antes da troca e depois da troca, constata-se que todos os valores têm diferenças significativas. De forma semelhante, acontece comparando-se os esgotos alimentados. Há evidências de variações significativas para todos os valores, com exceção para a concentração de 30%.

Em seu experimento realizado nos tanques piscícolas, Felizatto (2000) verificou que os valores de pH mantiveram-se em uma faixa de 7,5 a 11 e não considerou que esse parâmetro foi limitante à sobrevivência dos peixes.

Fazendo a comparação dos valores de pH medidos pela CAESB e os obtidos nos ensaios, percebe-se que os dados estão na mesma faixa. Os valores de pH médios obtidos nos ensaios de toxicidade oscilam entre 6,99 e 8,24, com pequena variação em relação à faixa ideal para a piscicultura que, segundo Galli (1984), deve girar em torno de 6 e 8. Na opinião de Peirong (1989), as carpas preferem ambientes mais alcalinos, com pH entre 7,5 a 8,5. Portanto, com base nesses estudos, presume-se que o pH não contribuiu, de forma isolada, para a mortalidade dos peixes.

5.2.3 – Oxigênio Dissolvido (OD)

Neste tópico, as análises se referem ao oxigênio dissolvido nas soluções-teste de cada ensaio, que são apresentadas na Tabela 5.3, com dados relativos à média e ao desvio padrão. Esse parâmetro não foi medido nos ensaios de sensibilidade aguda de 25 de junho e 8 de agosto de 2001; por isso, não constam na tabela.

Tabela 5.3 – Medidas de OD nos testes de toxicidade

Teste	Período do teste	Tipo de peixe	Nº de dados concent.	Concent. testada	OD	
					Média	
					Antes da troca	Depois da troca
Definitivo agudo	23/07 a 27/07/2001	Tilápia	24	Controle	6,36 ? 0,49	5,31 ? 0,18
			24	80%	6,05 ? 1,0	0,97 ? 0,19
			24	100% (*)	5,71 ? 1,46	0,73 ? 0,24
			24	100% (**)	5,79 ? 1,34	0,71 ? 0,20
Sensibilidade Agudo	23/07 a 24/07/2001	Tilápia	4	Controle	-	5,50 ? 1,01
			4	56 mg/L	-	6,12 ? 0,29
			4	110 mg/L	-	6,32 ? 0,34
			4	320 mg/L	-	6,29 ? 0,34
Definitivo crônico	01/11 a 08/11/2001	Larva Tilápia	42	Controle	6,34 ? 0,24	3,54 ? 0,99
			42	30%	8,06 ? 0,64	4,22 ? 1,04
			42	50%	9,25 ? 1,10	2,90 ? 1,06
			42	80%	10,21 ? 1,83	2,00 ? 0,73
			42	90%	10,69 ? 2,04	3,10 ? 1,01
			42	100%	11,51 ? 2,39	2,70 ? 0,62
Preliminar agudo	10/11 a 12/11/2001	Carpa	6	Controle	-	6,25 ? 0,50
			6	50%	-	3,60 ? 3,50
			6	80%	-	3,04 ? 3,59
			6	100%	-	3,08 ? 3,88
Sensibilidade agudo	11/11 a 12/11/2001	Carpa	4	Controle	-	5,99 ? 1,62
			4	110 mg/L	-	6,76 ? 0,99
			4	320 mg/L	-	7,37 ? 0,38
			4	400 mg/L	-	7,56 ? 0,25
Definitivo agudo	17/11 a 21/11/2001	Carpa	24	Controle	6,55 ? 0,15	2,52 ? 1,19
			24	30%	7,59 ? 0,63	1,98 ? 0,58
			24	50%	7,95 ? 1,43	1,52 ? 1,00
			24	80%	8,00 ? 2,01	0,67 ? 0,30
			24	90%	7,77 ? 2,22	0,53 ? 0,09
			24	100%	7,60 ? 2,21	0,63 ? 0,13

(*) Com controle de temperatura.

(**) Sem controle de temperatura.

No teste definitivo agudo, de 23 a 27 de julho de 2001, percebe-se uma variação entre os valores médios de OD de 0,65, considerando os valores máximos e mínimos em torno de 5,71 e 6,36. Ao passo que o OD depois da troca tem uma variação de 4,60 entre as médias, máxima e mínima, de 5,31 e 0,71. Essas variações são mostradas na Figura 5.17.

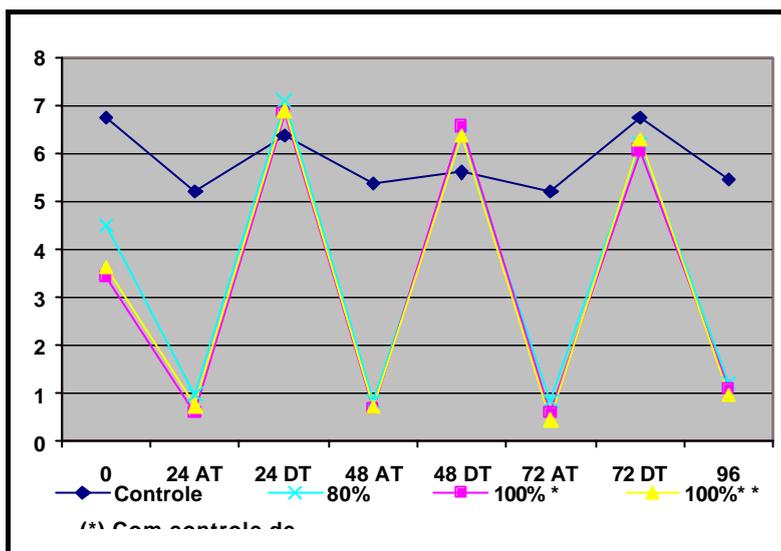


Figura 5.17 – OD (Teste definitivo agudo – 23 a 27 de julho de 2001)

O gráfico mostra as oscilações dos teores de OD com valores antes das trocas próximos a zero e valores depois das trocas com teores próximos à saturação. O teste controle também possui variações, mas com amplitudes menores.

Comparando estatisticamente os teores de OD antes e depois de cada troca, certifica-se que há diferenças significativas entre todos os valores medidos de OD. Já a comparação entre as alimentações mostra que em todas as concentrações testadas ocorrem diferenças significativas, com exceção do teste controle.

O teste de sensibilidade agudo, realizado de 23 a 24 de julho de 2001, apresenta variações da média em torno de 0,82, considerando os valores máximos e mínimos de 6,32 e 5,50, que são mostrados na Figura 5.18.

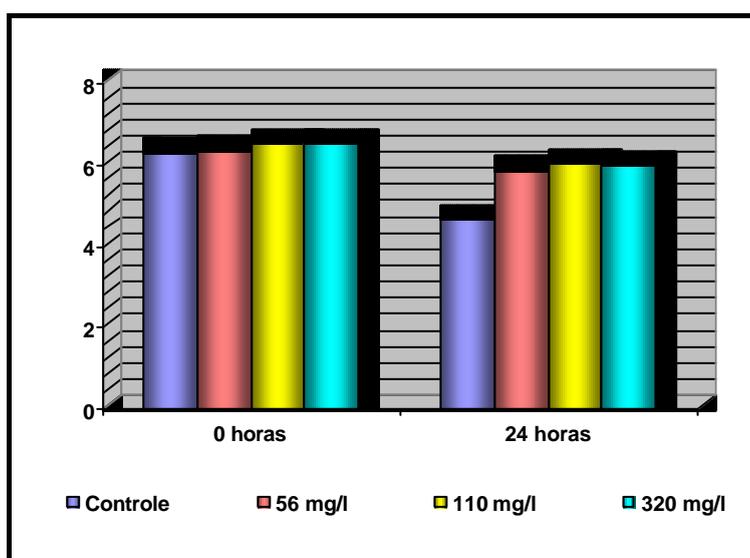


Figura 5.18 – OD (Teste de sensibilidade agudo – 23 a 24 de julho de 2001)

O gráfico mostra a redução dos valores de OD, no período de 24 horas decorridas do ensaio.

A análise estatística dos valores não indica diferenças significativas ($p > 0,05$) para os valores medidos, o que revela que o OD mantém-se constante, usando a substância de referência dicromato de potássio.

No teste definitivo crônico, de 1^o a 8 de novembro de 2001, mediu-se o esgoto antes e depois da troca. Os valores obtidos antes da troca variam em 5,17, entre os valores médios de 11,51 e 6,34. Já para o esgoto depois da troca, as amplitudes são de 2,22, entre os valores médios 4,22 e 2,00, conforme mostra a Figura 5.19.

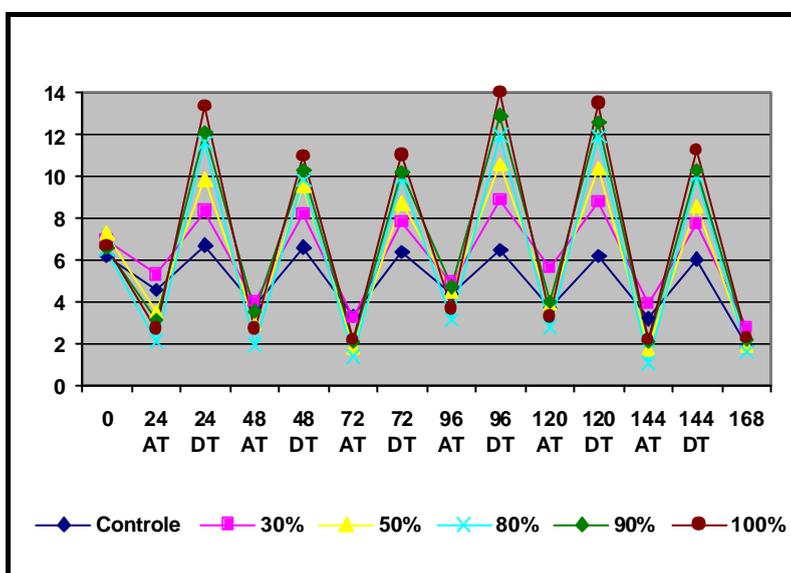


Figura 5.19 – OD (Teste crônico – 1^o a 8 de novembro de 2001)

A Figura 5.19 mostra as oscilações dessa variável ao longo do ensaio, com valores baixos de OD, antes das trocas, e valores altos depois das trocas.

Estatisticamente, verifica-se que há diferenças significativas entre todos os valores medidos de OD. Observa-se no gráfico que, antes das trocas, os esgotos apresentam teores bem inferiores do que após as trocas, mostrando o consumo do oxigênio nos aquários.

O teste preliminar agudo, realizado de 10 a 12 de novembro de 2001, apresenta variações de cerca de 3,21, entre os valores 6,25 e 3,04.

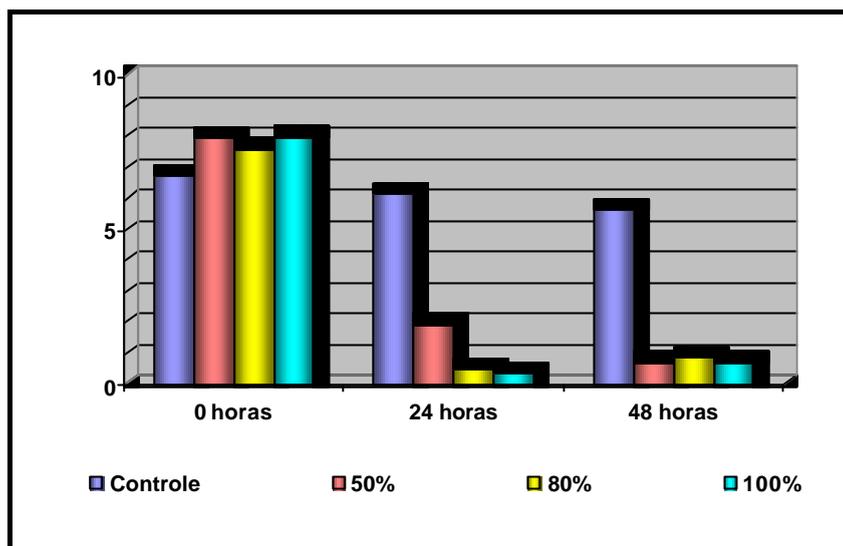


Figura 5.20 – OD (Teste preliminar – 10 a 12 de novembro de 2001)

Observa-se, na Figura 5.20, que os teores de OD vão decrescendo a cada intervalo de 24 horas, aproximando-se de zero nas 48 horas finais. Além do mais, os teores de OD não indicam diferenças significativas ($p > 0,05$) para os valores medidos, demonstrando que as variações de OD, quando confrontados com os esgotos antes e depois de cada troca ocorrem de forma constante.

O teste de sensibilidade, de 11 a 12 de novembro de 2001, demonstra variações médias de OD em torno de 1,57, entre os valores, máximo e mínimo, de 7,56 e 5,99. A Figura 5.21 mostra essas variações.

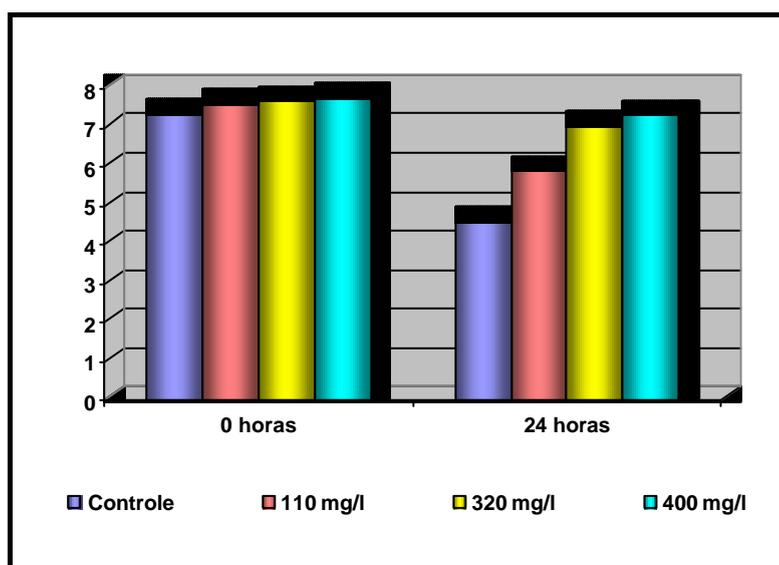


Figura 5.21 – OD (Teste de sensibilidade agudo – 11 a 12 de novembro de 2001)

A Figura 5.21 demonstra o decréscimo do OD para todas as concentrações testadas, no período de 24 horas dos ensaios. Conforme a análise estatística do OD não se observam diferenças significativas ($p > 0,05$) para os valores medidos, o que demonstra a constância de OD nas soluções testadas.

O teste definitivo agudo, de 17 a 21 de novembro de 2001, apresenta, para os esgotos antes das trocas, valores entre 8,00 e 6,55, e uma variação em torno de 1,45. Para o esgoto após as trocas, a variação ocorre entre 0,53 e 2,52, em uma média de 1,99. Essas variações podem ser vistas na Figura 5.22.

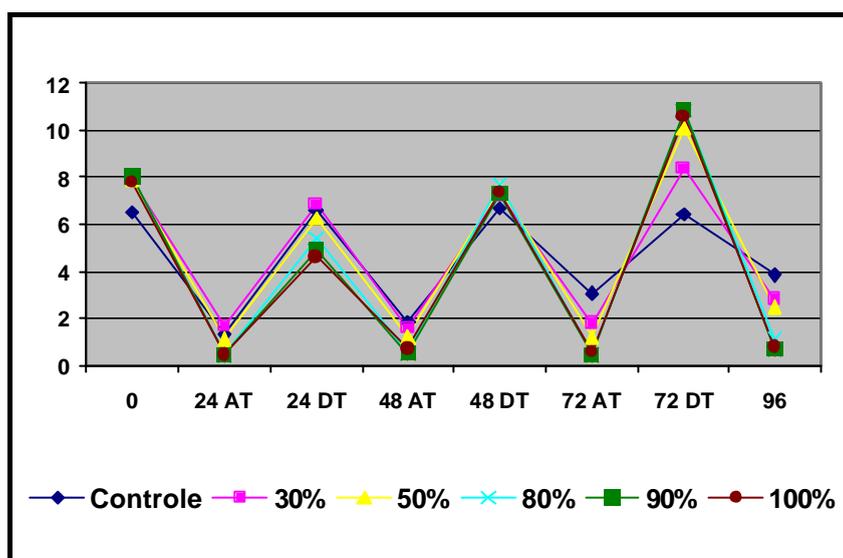


Figura 5.22 – OD (Teste definitivo agudo – 17 a 21 de novembro de 2001)

Verifica-se na Figura 5.22 a ocorrência das oscilações nos teores de OD nos testes definitivos, com valores próximos a zero e teores de saturação do oxigênio.

Constata-se, nas análises realizadas, que todos os valores apresentam diferenças significativas. Ao passo que, na comparação dos esgotos substituídos, há diferenças significativas nas concentrações, 30% ($p= 0,014$), 80% ($p= 0,017$), 90% ($p= 0,024$), com exceção das concentrações controle, 50% e 100%, quando as variações não são significativas.

Assim, examinando os dados de forma geral verifica-se que os valores de (OD) são próximos a zero, após transcorrido o período de 24 horas do teste, antes de cada troca. Depois de cada troca, com a reposição de esgoto fresco, os valores de OD estão sempre próximos à saturação. Este fato ocorre por causa do processo de eutrofização, que provoca a liberação de oxigênio pelos organismos fotossintetizantes ao longo do dia, alcançando teores superiores à saturação. À noite, em virtude do mecanismo de respiração, esses organismos consomem todo o oxigênio e liberam gás carbônico. A

eutrofização também possui estreita relação com os teores de fósforo, sólidos suspensos totais e clorofila, os quais, no período dos ensaios, atingiram valores médios em torno de 9,70 mg/l, 113,12 e 887,16 µg/l, respectivamente, conforme dados especificados nas tabelas, D.2, D.8, D.23, D.30, D.41 e D.49, do Apêndice D.

Outro fator que colabora para a demanda de oxigênio é a quantidade de matéria orgânica no meio, pois o seu excesso implica o aumento de microorganismos, acarretando a elevação da demanda de oxigênio dissolvido e o desequilíbrio do meio aquático. Observa-se, pelos dados obtidos na ETE, que os teores médios de DBO, DQO e DQO_f, no período dos ensaios, foram de 38,25 mg/l, 214,33 mg/l e 74,25 mg/l. Os valores mais elevados de DQO em relação à DBO são causados pelo excesso de algas, presentes nos efluentes de lagoas de estabilização, que provocam de forma equivalente o acréscimo de sólidos orgânicos em suspensão, que são suscetíveis à oxidação química. Os dados desses parâmetros estão especificados na Tabela D.47 do Apêndice D.

Felizatto (2000) relata que as condições de oxigenação observadas nos tanques piscícolas de seu experimento foram de valores mínimos de 2,0 mg/l e máximos de 21 mg/l, não sendo considerado, de forma isolada, como fator limitante à sobrevivência dos peixes, uma vez que as espécies tilápia e carpa resistem a valores mínimos nessa faixa.

Segundo Peirong (1989), a faixa ideal de oxigenação para os peixes é superior a 4 ou 5 mg/L. Em teores inferiores a 2mg/L os peixes perdem apetite, abaixo de 1mg/L param de alimentar e inferiores a 0,5 mg/L, geralmente, morrem. Nesse experimento, os teores medidos nos aquários variaram entre 0,53 e 11,51. Apesar dessa grande amplitude de variação de oxigênio, foram observadas poucas mortandades nas espécies testadas, mas esse parâmetro pode ter influenciado as condições de vida dos peixes.

5.2.4 – Amônia

Neste tópico, são analisados os dados coletados a respeito da amônia. Apresenta-se de início a Tabela 5.4 que contém os valores médios e o desvio padrão de amônia (NH₄-N), verificados em cada ensaio. Entretanto, deve-se esclarecer que, nos ensaios de sensibilidade, esse parâmetro não foi medido.

Tabela 5.4 – Medidas de NH₄-N nos testes de toxicidade

Teste	Período do teste	Tipo de peixe	Nº de dados Concent	Concent testada	NH ₄ -N		NH ₄ -N Média CAESB
					Média		
					Antes da troca (AT)	Depois da troca (DT)	
Preliminar agudo	25/06 a 27/06/2001	Tilápia	-	Controle	-	-	14,95
			6	50%	-	7,90 ? 1,14	
			6	80%	-	14,18 ? 1,95	
Definitivo agudo	23/07 a 27/07/2001	Tilápia	-	Controle	-	-	5,12
			24	80%	5,30 ? 0,70	5,25 ? 0,70	
			24	100% (*)	7,05 ? 0,86	6,63 ? 1,22	
Definitivo agudo	23/07 a 27/07/2001	Tilápia	24	100%**	6,85 ? 0,70	6,38 ? 0,99	5,12
			24				
			24				
Definitivo crônico	01/11 a 08/11/2001	Larva Tilápia	-	Controle	-	-	12,41
			42	30%	3,30 ? 0,84	3,72 ? 0,23	
			42	50%	5,64 ? 1,05	6,10 ? 0,82	
			42	80%	9,44 ? 1,14	8,89 ? 0,46	
			42	90%	10,55 ? 1,01	9,67 ? 0,55	
Definitivo crônico	01/11 a 08/11/2001	Larva Tilápia	42	100%	12,09 ? 1,01	10,89 ? 0,53	12,41
			42				
			42				
Preliminar agudo	10/11 a 12/11/2001	Carpa	-	Controle	-	-	9,41
			6	50%	-	6,73 ? 0,34	
			6	80%	-	9,97 ? 0,54	
Definitivo agudo	17/11 a 21/11/2001	Carpa	-	Controle	-	-	9,22
			24	30%	2,57 ? 0,98	3,32 ? 0,44	
			24	50%	4,16 ? 0,96	4,85 ? 1,10	
Definitivo agudo	17/11 a 21/11/2001	Carpa	24	80%	6,89 ? 1,06	7,40 ? 1,34	9,22
			24	90%	7,78 ? 1,17	8,27 ? 1,21	
			24	100%	8,64 ? 1,18	9,08 ? 1,35	

(*) Com controle de temperatura.

(**) Sem controle de temperatura.

O teste preliminar agudo, realizado de 25 a 27 de junho de 2001, apresenta valor máximo de 17,83 mg/L, ao passo que a CAESB obteve, no período, valor de 14,95 mg/L. A Figura 5.23 mostra as variações da amônia para cada concentração testada, na qual se observa que os teores da amônia aumentam com o acréscimo das concentrações, sendo maior a de 100% de esgoto, como era de se esperar. Verifica-se também que, pelo fato do teste preliminar ter sido realizado no sistema estático, sem a troca da substância-teste, há a diminuição dos valores da amônia total, ao longo do ensaio, demonstrando a ocorrência do processo de nitrificação nos aquários.

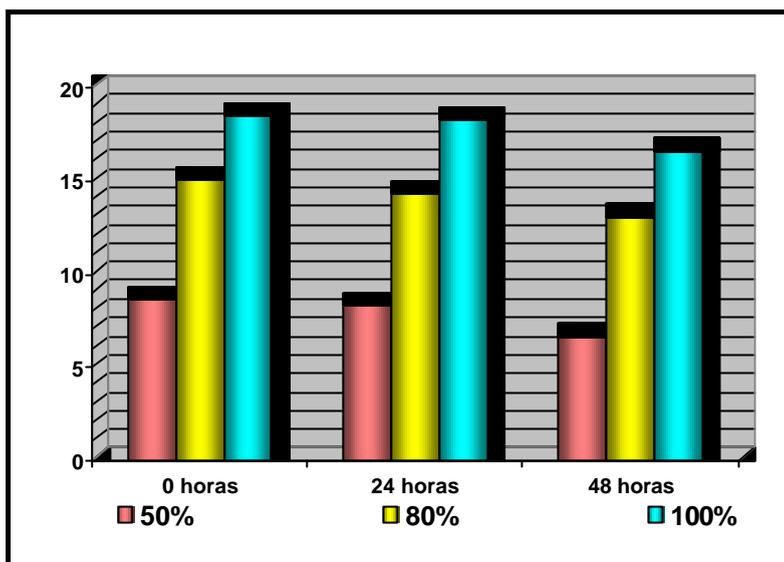


Figura 5.23 – Amônia (Teste preliminar agudo – 25 a 27 de junho de 2001)

Na comparação dos esgotos, no período de 48 horas do ensaio, não se comprovam diferenças significativas nas concentrações testadas.

O teste definitivo agudo, realizado de 23 a 27 de julho de 2001, apresenta valores médios em torno de 7,05 mg/L, antes da troca do efluente, e 6,63 mg/L, para depois da troca. Os valores obtidos situam-se na mesma faixa do valor medido pela CAESB, no período do ensaio, de 5,12 mg/L. Essas variações podem ser visualizadas na Figura 5.24.

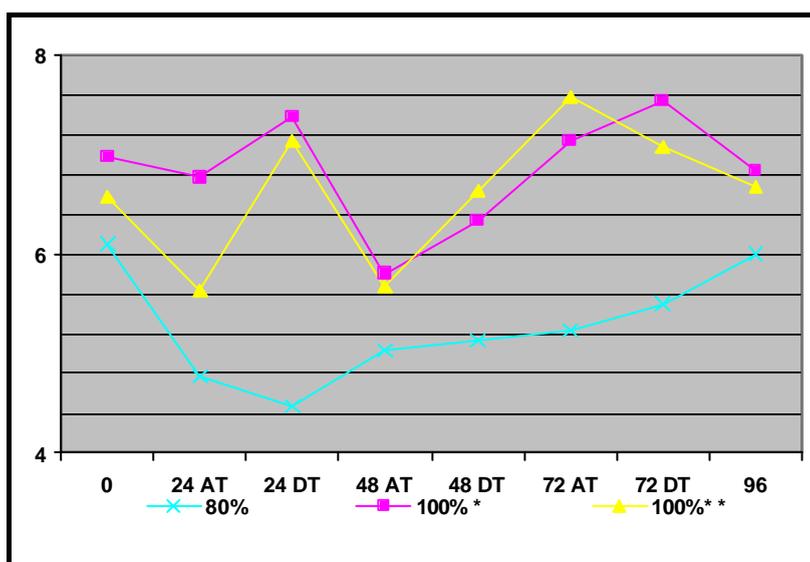


Figura 5.24 – Amônia (Teste definitivo agudo – 23 a 27 de julho de 2001)

A comparação dos esgotos antes e depois das trocas não evidencia diferenças significativas, confrontando-se as medidas de amônia de cada uma das concentrações. No entanto, na comparação dos esgotos substituídos, em todas as concentrações, ocorrem diferenças significativas, o que evidencia que, em cada troca, os teores de amônia foram diferentes.

No teste definitivo crônico, de 1^o a 8 de novembro de 2001, ocorrem valores de amônia na faixa de 12,09 mg/L, para as concentrações de esgoto antes da troca, e de 10,89 para as depois da troca. As medições da CAESB, no mesmo período, foram de 12,41 mg/L que correspondem às medidas realizadas no ensaio. A Figura 5.25 mostra as variações de amônia no período.

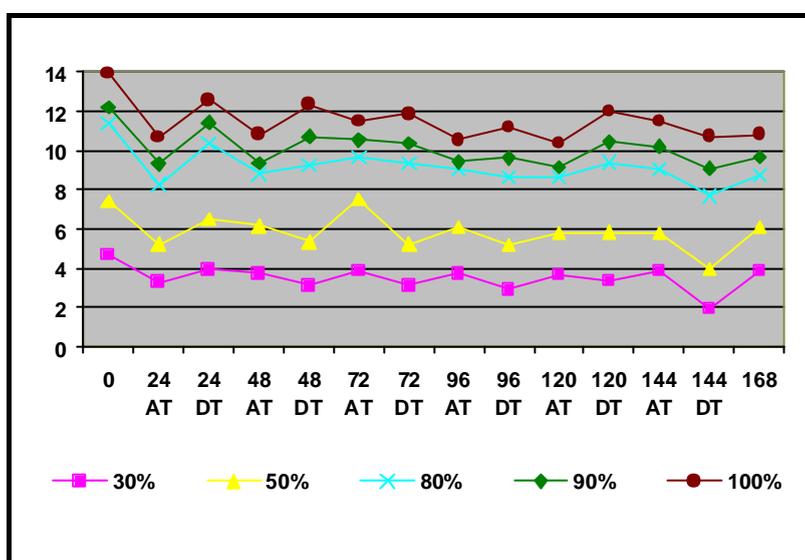


Figura 5.25 – Amônia (Teste crônico – 1^o a 8 de novembro de 2001)

Verifica-se, no confronto dos esgotos antes e depois das trocas, que não ocorrem diferenças significativas, nas concentrações 30%, 50% e 80%, ao passo que nas demais são significativas. Em relação à comparação dos esgotos substituídos, todas as concentrações têm variações representativas, o que demonstra que, em cada troca, os valores de amônia são diferentes.

O teste preliminar, de 10 a 12 de novembro de 2001, apresenta, na concentração de 100%, aproximadamente, 12,68 mg/L de amônia, ao passo que a CAESB constata 9,41 mg/L, conforme variações apresentadas na Figura 5.26.

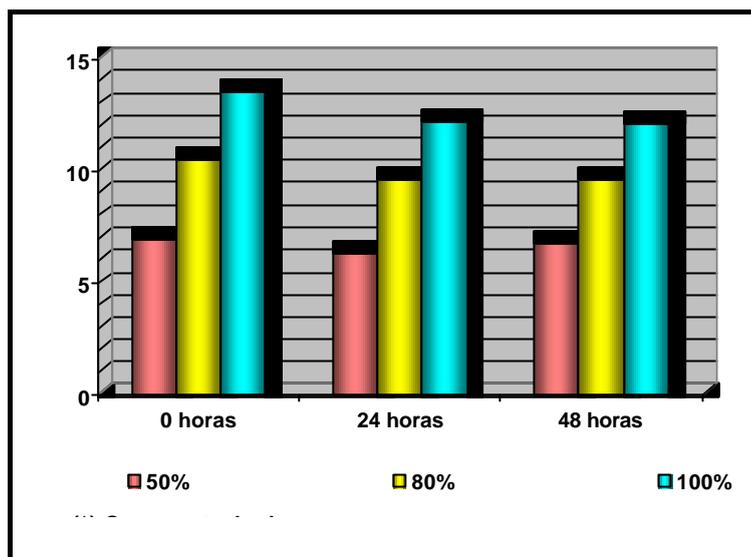


Figura 5.26 – Amônia (Teste preliminar agudo – 10 a 12 de novembro de 2001)

Na comparação dos esgotos apura-se que não ocorrem diferenças significativas entre as medidas de amônia de cada uma das concentrações.

No teste realizado, de 17 a 21 de novembro de 2001, o maior teor de amônia obtido antes da troca foi de 8,64 mg/L, e após a troca, 9,08 mg/L. Esses valores são semelhantes aos da CAESB, em torno de 9,22 mg/L. Os dados podem ser reconhecidos na Figura 5.27.

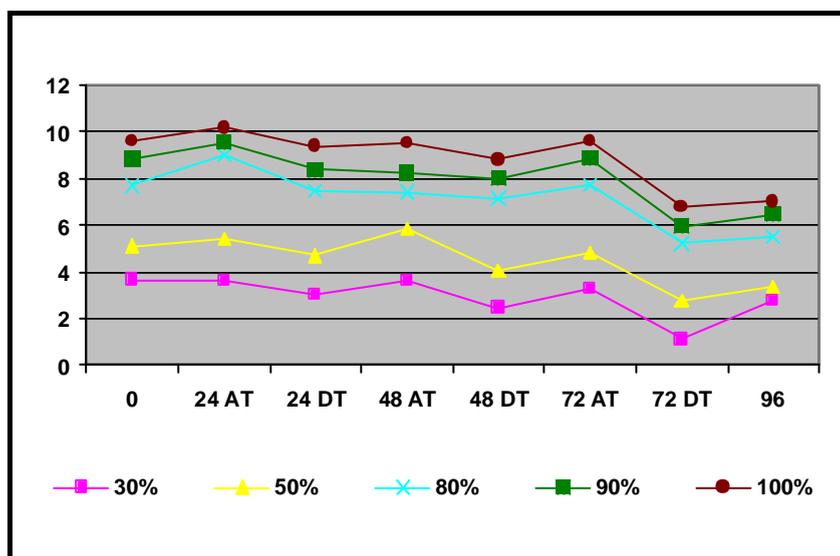


Figura 5.27 – Amônia (Teste definitivo agudo – 17 a 21 de novembro de 2001)

Averigua-se, na comparação tanto dos esgotos alimentados quanto naqueles medidos antes e depois das trocas, que todas as concentrações apresentam diferenças

significativas. Ao examinar os valores medidos pela CAESB, verifica-se uma correspondência com as medidas realizadas.

A amônia total ou o amônio, determinado nas análises, corresponde à soma das formas ionizada e não-ionizada da amônia. Segundo Von Sperling (1996), no pH neutro, praticamente toda a amônia se adéqua à forma NH_4^+ . No pH próximo a 9,5, cerca de 50% da amônia apresenta-se na forma NH_4^+ e 50% na forma NH_3 . Já em pH superior a 11, quase toda a amônia está na forma NH_3 . Assim, analisando o pH ao longo dos ensaios, verifica-se que esse parâmetro esteve em torno de 7,0 a 8,24, o que caracteriza que menos de 50% da amônia estava na forma NH_3 . Segundo León e Moscoso (1999), os valores máximos de amônia permitidos para o reúso de águas na aquicultura devem ser inferiores a 2,0 mg/L. Nos ensaios realizados, observa-se que os valores médios da concentração de 100% ficaram entre um mínimo, em torno de 6,38 mg/L, e um máximo, de cerca de 17,83 mg/L.

De forma semelhante, em seu experimento realizado nos tanques piscícolas, Felizatto (2000) constatou que os valores de amônia total variaram entre 1,05 a 14,90 mg/L, com valor médio de 8,11 mg/L. Os valores foram superiores ao limite indicado por Buras *et al.* (1987), que estabeleceram os valores máximos de 4 mg/L para a carpa e o dobro para a tilápia. Felizatto (2000) também registrou maiores concentrações amoniacais no tanque com peixes, comparado ao tanque controle (sem peixes), e a ocorrência foi atribuída às excreções dos peixes (fezes e urina).

Portanto, a amônia considerada de forma isolada, foi um fator bastante restritivo, pois esteve sempre superior aos limites recomendados para a prática da piscicultura, o que pode ter contribuído para o estresse e mortes dos peixes. Entretanto, mesmo com esses teores desfavoráveis de amônia, o efluente não apresentou toxicidade nos ensaios realizados.

Os valores de NTK do efluente estão relacionados aos mecanismos de nitrificação e desnitrificação e à assimilação pelas plantas. O valor NO_x , denominado nitrogênio oxidado, é o somatório do nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2). As medidas de NTK, NTK_f e NO_x , realizadas pela CAESB no período dos ensaios, apresentaram valores médios de 24,44, 15,24 e 3,53, respectivamente, que podem ser melhor visualizados na Tabela D.48, no Apêndice D.

5.3 – PEIXES

5.3.1 – Mortalidade das espécies testadas

A mortalidade dos peixes foi analisada com base em estudos de Tonissi e Espíndola (2000), que estabeleceram os seguintes critérios:

- menos de 30% de mortes = não tóxico;
- mortalidade entre 30% e 50% = indícios de toxicidade e mortalidade;
- mais de 50% de mortes = tóxico.

A Tabela 5.5 apresenta os resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica realizados.

Tabela 5.5 – Resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica

Teste	Período do Teste	Espécie	Avaliação da Toxicidade
Preliminar agudo	25/06 a 27/06/2001	Tilápia	NT
Definitivo agudo	23/07 a 27/07/2001	Tilápia	NT
Definitivo crônico	01/11 a 08/11/2001	Larva Tilápia	NT
Preliminar agudo	10/11 a 12/11/2001	Carpa	NT
Definitivo agudo	17/11 a 21/11/2001	Carpa	NT

Legenda: NT = não tóxico; IT = indícios de toxicidade; T = tóxico.

Assim, a análise é feita observando-se as mortandades ocorridas em cada concentração testada, tomando-se o somatório de organismos das réplicas. Os cálculos demonstram 20% de mortes para o teste crônico e porcentagens de mortandades inferiores a 10% para os testes agudo. Portanto, os testes preliminares e definitivos

realizados com os alevinos de tilápia do Nilo e carpa prateada indicam que o efluente final da ETE–Samambaia não apresenta toxicidade aguda para esses organismos. Da mesma forma, o teste de toxicidade crônica realizado com a tilápia também não é tóxico para as larvas testadas. Constata-se, ainda, que a não toxicidade também foi observada em outros ensaios agudos realizados com a tilápia, os quais foram invalidados, ora por mortes na fase de manutenção/aclimação, ora nos aquários-controle.

Conseqüentemente, procurou-se avaliar as possíveis causas das mortalidades ocorridas ao longo dos ensaios, fazendo uma analogia com os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos medidos. Analisando os testes com a tilápia, vê-se que as mortes só ocorrem nas concentrações com 100% de esgoto e que há indícios de terem ocorrido em virtude dos baixos teores de oxigênio e altas concentrações de amônia. No teste, de 23 de julho de 2001, realizado com a tilápia, foi feita a comparação entre duas triplicatas com 100% de esgoto, com e sem controle de temperatura, constatando-se 6,7% de mortes em ambos os casos, o que não permite conclusões a respeito da influência desse parâmetro nas mortes. No teste definitivo crônico com larvas de tilápia, torna-se difícil a interpretação dos dados, pois aconteceram maior número de mortes na concentração de 80% do que na de 100% de esgoto. O mesmo também ocorreu no teste preliminar, quando não ocorreram mortes na concentração de 100% e houve morte na de 80%. Essas divergências dificultam, portanto, a interpretação das possíveis causas.

No ensaio com a carpa realizado em 17 de novembro de 2001, houve ocorrência de mortes nas concentrações de 80%, 90% e 100%, que podem ser justificadas em razão da elevação da temperatura (32,90°C e 37,70°C) nos aquários, por causa das falhas no sistema de controle termostato/aquecedor.

De forma geral, pode-se deduzir que as mortes foram resultantes dos baixos teores de oxigênio ocorridos no intervalo de 24 horas, antes de cada troca, aliadas às altas concentrações de amônio, cujos teores médios variaram entre 6,38 e 17,83 mg/L, acima dos valores recomendados na literatura para a piscicultura. Também não foi detectado, por meio de observação visual, nenhuma anomalia nas brânquias ou necrose nos corpos dos peixes mortos, o que reforça a idéia de que as mortandades ocorreram em virtude das severas condições a que os peixes foram submetidos.

Os testes de sensibilidade realizados tiveram como objetivo a determinação da sensibilidade dos bioindicadores, alevinos de tilápia e carpa, utilizados nos testes de toxicidade aguda. No entanto, não foram realizados os ensaios de sensibilidade para as larvas de tilápia.

Desse modo, os resultados dos testes são expressos em porcentagem de organismos mortos, e para a análise estatística dos dados, utiliza-se o método Probit, calculado por meio do programa estatístico SPSS 8.0.

Os resultados dos testes de sensibilidade, utilizando a substância de referência, dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), estão apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Resultados dos testes de sensibilidade

Testes	Tipo	Período do Ensaio	Espécie	Valores de CL50 (mg/L)	UTa
1	Sensibilidade agudo	23/07 a 24/07/2001	Tilápia	417,26	0,24
2	Sensibilidade agudo	08/08 a 09/08/2001	Tilápia	301,08	0,33
3	Sensibilidade agudo	11/11 a 12/11/2001	Carpa	217,06	0,46

Legenda: UTa = Unidades tóxicas aguda.

Conforme exposto na revisão da literatura, os valores expressos em CL50 exprimem uma relação inversa com a toxicidade, ou seja, quanto maior a toxicidade menor é esse valor e vice-versa. Portanto, para a expressão dos valores em uma relação direta, faz-se a transformação em Unidades tóxicas. A Tabela 5.6 demonstra valores de Uta para a carpa de 0,46 e para a tilápia 0,24 e 0,33. Esses valores comprovam que a carpa foi mais sensível ao dicromato de potássio do que a tilápia.

5.3.2 – Análise sanitária dos peixes

Para a análise sanitária, foram utilizados os alevinos remanescentes do ensaio de longa duração, realizado no período de 27 de julho a 22 de outubro de 2001. Os alevinos submetidos à análise não passaram por processo de depuração em água limpa. Os peixes foram utilizados para constituírem duas amostras: uma de controle, com os peixes de três aquários, e a outra, a amostra propriamente dita, com os peixes de seis aquários com esgoto.

As análises microbiológicas dos peixes foram realizadas pelo Laboratório Central de Saúde Pública (LACEN) – DF, baseadas na Resolução – RDC nº 12, de 2 de janeiro

de 2001, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Os parâmetros analisados foram: coliformes fecais (NMP/g), *Staphylococcus aureus* (UFC/g) e *Salmonella sp* (ausência ou presença/25g).

As amostras foram preparadas com a prévia retirada das vísceras e a enxaguadura dos peixes em solução padrão. Além da análise das duas amostras de peixes, procedeu-se também à análise da água de enxaguadura. Os resultados indicaram a ausência dos microorganismos analisados nas três amostras, o que ratifica os resultados obtidos por Felizatto (2000). Também se observa que os valores de coliformes fecais obtidos nas análises das soluções-estoque (100% de esgoto), ao longo dos ensaios, obedeceram aos padrões interinos de qualidade bacteriológica para reúso em piscicultura, com menos de 1000 CF/100 mL (Mara e Cairncross, 1989), conforme dados contidos nas tabelas D.2, D.8, D.23, D.30 e D.41, do Apêndice D. Portanto, os resultados das análises confirmam que são confiáveis os limites estabelecidos como diretriz inicial para reúso de efluentes na aqüicultura.

Assim, os resultados e suas análises apresentados no decorrer deste capítulo, possibilitaram a elaboração de várias conclusões, que serão assinaladas na parte final do estudo.

6. CONCLUSÕES

Como foi salientado na introdução, o objetivo deste estudo é avaliar a toxicidade dos efluentes de lagoas de estabilização, para verificar a possibilidade do reúso de água na aquicultura. Para concretizar essa intenção, procurou-se apoio nos estudos já realizados sobre o tema, que incluem as publicações técnico-científicas e os regulamentos que normatizam o uso das águas residuárias na aquicultura. Esse referencial teórico serviu de fundamento para a realização dos ensaios e das análises dos resultados.

Realizou-se o experimento utilizando os efluentes das lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia, bem como as larvas e alevinos das espécies tilápia do Nilo e carpa prateada.

Os testes realizados para examinar a toxicidade dos efluentes foram avaliados segundo as variáveis: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), amônia, bem como a mortalidade e a análise sanitária dos peixes.

Em relação aos testes preliminares, esses foram essenciais em virtude de seu caráter exploratório, possibilitando a definição dos procedimentos operacionais (a alimentação dos peixes, a medição do teor do cloro na água, a limpeza diária da caixa d'água e a definição das concentrações das soluções-teste).

Os testes definitivos agudo e crônico foram realizados com os intervalos de concentrações definidas nos testes preliminares e avaliaram a toxicidade aguda e crônica dos organismos testados. Ao passo que a análise da qualidade sanitária dos peixes foi feita por intermédio do teste definitivo de longa duração, realizado no período de um mês. Esse último teste não avaliou as mortalidades ocorridas ao longo do ensaio, pois os dados obtidos não tinham confiabilidade, em razão das constantes oscilações de energia elétrica que ocorreram no local, provocando falhas no sistema aquecedor e termostato.

Durante os ensaios, o potencial hidrogeniônico (pH) manteve uma média entre 6,99 e 8,24, dentro da faixa considerada ideal para a piscicultura, em razão do que se deduziu que o pH não contribuiu de forma isolada para a mortalidade dos peixes.

Semelhantemente ao pH, na avaliação da temperatura das soluções-teste, registraram-se variações de cerca de 4,48 °C nas temperaturas médias durante os ensaios. Em síntese, pode-se dizer que as mudanças de temperatura não influenciaram a sobrevivência dos peixes da espécie tilápia do Nilo, mas provavelmente implicaram a morte da carpa prateada, quando houve elevação da temperatura entre 33 a 38 °C, durante o ensaio realizado no período de 17 a 21 de novembro de 2001. Embora esse fenômeno seja um dado significativo, percebe-se que a quantidade de mortes não é suficiente para configurar a toxicidade do efluente.

Em relação ao oxigênio dissolvido (OD), foram observados teores próximos a zero, nos períodos que antecediam cada troca (sistema semi-estático), ocasião em que os organismos ficavam boqueando na superfície da água em busca de oxigênio, ao passo que, após as trocas, esse fato não era mais observado. Em razão disso, pode-se dizer que o esgoto fresco sempre apresentava níveis de oxigenação próximos à saturação.

A análise do amônio apresenta teores bastante elevados para a faixa de tolerância das espécies, com médias inferiores em torno de 6,38 mg/L e superiores de 17,83 mg/L. Os valores encontrados superaram os limites recomendados por Buras *et al.* (1987), que estabeleceram 8 mg/L para a tilápia e 4 mg/L para a carpa.

No âmbito da pesquisa foram avaliadas a sobrevivência e a condição higiênico-sanitária dos peixes. Em relação à primeira, verifica-se que os efluentes não apresentaram toxicidade aguda para a espécie tilápia do Nilo e carpa prateada, ou seja, não causaram efeito deletério aos organismos vivos em um curto período de exposição. De forma semelhante, não foi identificada toxicidade crônica para a espécie tilápia, o que indica que os efluentes não causam efeito deletério para o ciclo de vida desse organismo (reprodução, desenvolvimento dos ovos, crescimento e maturação). No entanto, o ensaio de toxicidade crônica não foi realizado com a espécie carpa prateada.

Os efluentes empregados nos ensaios apresentaram condições bastante adversas: de um lado, teores elevados de amônio, e do outro, situações de completa ausência de oxigênio. Mesmo assim, as mortalidades ocorridas não foram suficientes para indicar a toxidez do efluente. Porém, constata-se que a metodologia do ensaio semi-estático de realização das trocas da substância-teste a cada 24 horas favoreceu as condições de vida dos peixes, pois as soluções-teste, após as trocas, apresentavam melhores condições, em relação aos teores de oxigênio. Tal fato não ocorre nos tanques de piscicultura, em que, no lugar das trocas, são feitas alimentações contínuas ou descontínuas de esgoto. Esse fato relembra Teixeira *et al.* (1989), ao fazerem experimentos com resíduos de suínos na fertilização de tanques para piscicultura. Sugerem que se deve estabelecer uma carga orgânica máxima, em virtude do processo de eutrofização que pode ocorrer nesses ambientes, acarretando a depleção de oxigênio dissolvido em níveis letais aos peixes. Os autores ainda advertem que, ao ocorrer esse fato, deve-se fazer a troca ou mesmo o aumento da vazão de água, sobretudo, em períodos prolongados de dias nublados, para evitar que o oxigênio chegue a zero. Léon e Moscoso (1999) também têm opinião semelhante e explicam que uma proliferação excessiva do plâncton pode provocar o decréscimo de oxigênio dissolvido à noite. Quando isso acontece em dias sucessivos, os níveis baixos de oxigenação acabam enfraquecendo os organismos, levando-os à morte. Nesse caso, recomendam a

mudança imediata da água ou a realização da calagem do reservatório, antes que ocorra a depleção do oxigênio do meio.

Também foram observados episódios de mortalidade durante as fases de manutenção/aclimação dos peixes e se pôde constatar que os lotes constituídos de alevinos mais jovens apresentaram mortalidade superior nas fases de aclimação/manutenção do que os lotes de alevinos com maior tempo de vida, pelo fato de serem mais frágeis ao manuseio.

Em relação à análise sanitária dos peixes, os resultados indicam a ausência de coliformes fecais (NMP/g), *Staphylococcus aureus* (UFC/g) e *Salmonella sp* (ausência ou presença/25g) nas espécies cultivadas nos aquários experimentais. Acredita-se que a ausência de microorganismos foi alcançada em razão do efluente da ETE – Samambaia apresentar menos de 1000 CF/100 mL, como determina a Organização Mundial de Saúde (OMS) para a prática de piscicultura. Portanto, os resultados comprovam que esses limites são seguros, do ponto de vista bacteriológico.

Assim, não obstante as limitações do estudo realizado, por razões diversas já assinaladas, percebe-se que seu mérito foi o de realizar a avaliação da toxicidade do esgoto da ETE – Samambaia e, ao mesmo tempo, comprovar a não-toxicidade dos efluentes para as duas espécies testadas.

Como sugestão para trabalhos futuros, em virtude dos resultados obtidos, são cabíveis as seguintes recomendações:

1. Diminuição dos teores de amônia do efluente final da ETE, para valores inferiores a 2 mg/L, para apresentar melhores condições para o cultivo de peixes;
2. Controle rigoroso da carga orgânica afluyente aos tanques piscícolas, para evitar-se a eutrofização do meio e conseqüente depleção de oxigênio;
3. Pesquisa com o povoamento dos tanques com peixes em uma faixa etária mais adulta, pois são mais resistentes ao manejo;
4. Realização de ensaio de toxicidade crônica com a espécie carpa prateada;
5. Estudo de povoamento de lagoas de estabilização com espécies planctófagas nativas da ictiofauna brasileira;
6. Realização de ensaio de toxicidade *in situ* nas lagoas de polimento final, com as espécies testadas nesse experimento;

7. Realização de testes de longa duração para avaliação da mortalidade de peixes em lagoas de estabilização.

Todo estudo sempre contém lacunas, mas esta investigação pode abrir espaços para novas pesquisas na área de reúso, uma vez que os resultados são benéficos não só para a aquicultura, como também para a preservação dos mananciais receptores dos efluentes de lagoas de estabilização.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, e WEF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19 ed., AWWA, Washington, EUA.
- Arcifa, M. S., Starling, F. L. R. M.; Sipaúba-Tavares, L. H. e Lazzaro, X. (1995). "Experimental Limnology". *Limnology in Brazil*, ABC/SBL, 257-281.
- Asano, T. e Levine, A. D. (1996). "Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future". *Water Science and Technology*, Vol. 33, Nº 10-11, 1-14.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (1993). *Água – Ensaio de toxicidade aguda com peixes – Parte I – Sistema estático – NBR 12714*. Rio de Janeiro, Brasil, 15p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (1993). *Água – Ensaio de toxicidade aguda com peixes – Parte II – Sistema semi-estático – NBR 12715*. Rio de Janeiro, Brasil, 15p.
- Azevedo, S. D. P.; Barbirato Jr., L.; Silva, N. L. e Elias, V. F. (1993). "Peixamento de Lagoas Facultativas". 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, *Anais do Congresso*, Vol. 2, Tomo 1, Natal, Rio Grande do Norte, Brasil, 534-543.
- Balasubramanian, S.; Rajan, M. R. e Raj, S. P. (1992). "Microbiology of fish grown in a sewage-fed pond". *Bioresource Technology*, Vol. 40, 63-66.
- Barros, M. A. L. (1998). *Dicionário de Ecologia e Ciências Ambientais*. São Paulo, Brasil.
- Bartone, C. R. (1985). "Reuse of wastewater at the San Juan de Miraflores Stabilization Ponds: Public Health, Environmental, and Socioeconomic implications". *Paho Bulletin*, Vol. 19, Nº 2, 147-164.
- Bassoi, L. J. e Tremaroli, D. (1992). *Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos*. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, Brasil, 7p.
- Bertoletti, E. (1989). "Tratabilidade e toxicidade de efluentes industriais". *Engenharia Sanitária*, 28(1), jan.-mar. 1989, 38-41.
- Bertoletti, E.; Goldstein, E. G. e Zagatto, P. A. (1989). "Variabilidade de testes de toxicidade com peixes". *Ambiente – Revista CETESB de Tecnologia*, 3(1), 52-58.
- Bertoletti, E. (1990). "Estimativa da carga tóxica de efluentes industriais". *Ambiente*, 4(1), 54-61.
- Bertoletti, E.; Nipper, M. G. e Magalhães, N. P. (1992). "A precisão de testes de toxicidade com Daphnia". *Ambiente – Revista CETESB de Tecnologia*, 6(1), 55-59.
- Bowser, P. R.; Wooster, G. A. and Getchell, R. G. (1998). "Streptococcus iniae infection of tilapia *Oreochromis niloticus* in a recirculation production facility". *Journal of the world aquaculture society*, Vol. 29, Nº 3, September, New York, USA.
- Branco, S. M. (1972). *Poluição – a morte de nossos rios*. Rio de Janeiro, Brasil, 157p.

- Branco, S. M. (1975). *Conceito – Definições – Classificação*. In: *Lagoas de Estabilização (CETESB)*. 2º ed., São Paulo, 17-23.
- Branco, S. M. (1978). *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*. 2 ed., CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo – SP, Brasil, 620p.
- Branco, S. M. (1984). *Limnologia Sanitaria, Estudio de La Polucion de Aguas Continentales*. Escola de Engenharia Mauá e Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, Brasil, 115p.
- Buras, N.; Duek, L.; Niv S.; Hepher B. and Sandbank E. (1987). “Microbiological Aspects of Fish Grown in Treated Wastewater”. *Water Research*, Vol. 21, Nº 1, 1-10.
- Burns, R. P. and Stickney, R. R. (1980). “Growth of tilapia aurea in ponds receiving poultry wastes” . *Aquaculture*, 20(2), 117-122.
- Campos, E. F. (1984). “Perspectiva de produção de Carpa (*Cyprinus carpio* L.), na região Centro-Oeste do Brasil”. *Brasil Florestal*, Nº 57, 55-63.
- Castagnoli, N. (2000). *Piscicultura Intensiva e Sustentável*. Em: *Aqüicultura no Brasil – Bases para um desenvolvimento sustentável*. Editores: Valenti, W. C.; Poli, C. R.; Pereira, J. A. e Borghetti, J. R. (2000). C.N.Pq. – Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/ M.C.T. – Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília–DF, 399p.
- Companhia de Energia de São Paulo - CESP (1985^a). *Criação da Carpa*. 2 ed. rev., São Paulo, Brasil, 12p.
- Companhia de Energia de São Paulo - CESP (1985^b). *Criação da Tilápia-do-Nilo*. 2 ed. rev., São Paulo, Brasil, 12p.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (1986). *Avaliação da toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão*. São Paulo, 226p.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (1990 e 1992). *Norma L5.019 – Teste de toxicidade aguda com peixes. Parte I, II e III*. São Paulo, Brasil.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (1978^a). *Norma L5.310 – Determinação de “Causa Mortis” em peixes*. São Paulo, Brasil, 31p.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (1978^b). *Norma L5.317 – Determinação do Conteúdo Estomacal de Peixes*. São Paulo, Brasil, 11p.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB (1992). *Norma L5.017 – Análise Estatística de Resultados de Testes de Toxicidade Aguda*. São Paulo, Brasil, 20p.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA (1992). *Resoluções do CONAMA – 1984 a 1991*. 4 ed. rev., IBAMA, Brasília, 245p.
- Crook, J. e Surampalli, R. (1996) “Water reclamation and reuse criteria in the U.S.” *Water Science and Technology*. Vol. 33, Nº 10-11, 451-462.

- Easa, M. El-S, Shereif, M. M., Shaaban, A. I. E Mancy, K. H. (1995). "Public Health implications of waste water reuse for fish production". *Water Science and Technology*, Vol. 32, Nº 11, 145-152.
- El-Gohary, F.; El-Hawarry, S.; Badr, S. E Rashed, Y. (1995). "Wastewater Treatment and Reuse for Aquaculture". *Water Science and Technology*. Vol. 32, Nº 11, 127-136.
- Emerson, K.; Russo, R. C.; Lund, R. E.; Thurston, R. V. (1975). "Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Vol. 32, Nº 12, 2379-2383.
- Environment Canada (1999). *Recommended Procedure for the Importation of Test Organisms for Sublethal Toxicity Testing*. Canada, 22p.
- Erickson, Russel J. (1985). "An Evaluation of Mathematical Models for the Effects of the pH and Temperature on Ammonia Toxicity to Aquatic Organisms". *Water Research*, Vol. 19, Nº 8, 1047-1058.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO (1987). *Manual of methods in aquatic environment research – Part 10: Short-term static bioassays*. Rome, Italy, 59p.
- Felizatto, M. R. (2000). *Reúso de água em Piscicultura no Distrito Federal: Potencial para pós-tratamento de águas residuárias associado à produção de pescado*. Dissertação de Mestrado, Publicação MTARH. DM-029A/2000, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 190p.
- Galli, L. F. (1984). *Criação de peixes*. 2. ed. rev., Nobel, São Paulo, Brasil, 119p.
- Gherardi-Goldstein, E. (1988). "Testes de toxicidade de efluentes industriais". *Revista Ambiente*, 2(1), 33-42.
- Gherardi-Goldstein, E.; Bertolotti, E.; Zagatto, P. A.; Araújo, R. P. A. e Ramos, M. L. L. C. (1990). *Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos*. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, Brasil, 17p.
- Heller, Léo (1997). *Saneamento e Saúde*. Organização Pan-Americana da Saúde-Escritório Regional da Organização Mundial da Saúde-Representação do Brasil, Brasília, Brasil, 97p.
- Hess, M. L. (1975). "Lagoas aeróbias." In: *Lagoas de Estabilização (CETESB)*. 2. ed. São Paulo, 55-66.
- Hoffman, D. J.; Burton, G. A.; Cairns, J. (1994). *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis, 755p.
- Hortegal Filha, M. S. R; Mota, S. Ceballos, B. S. O.; Silva, F. J. A.; Santiago, R. G., Costa, F. H. F. (1999). "Viabilidade do uso de lagoas de maturação na piscicultura". 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, *Anais do Congresso*, Rio de Janeiro, Brasil, 3434-3441.

- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA (1990). *Manual de testes para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos*. 2 ed., Brasília, DF, Brasil.
- Jordão, E. P. e Pessoa, C. A. (1995). *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 3 ed., ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, Brasil, 720p.
- Kubitza, F. (2000). *Tilápia – Tecnologia e Planejamento na Produção Comercial*. Editora Acqua e Imagem, Jundiaí, São Paulo, 285p.
- Léon S., G. e Moscoso, J. (1999). *Tratamento e uso de águas residuárias*. UFPB, Campina Grande, 110p.
- Lima, O. S. (1985). “Utilização de Planárias de água doce como indicadores biológicos de qualidade das águas”. *Revista DAE*, **45**(141), 164-165.
- Mancuso, P. C. S. (1992). “Reúso da Água”. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, *Revista DAE*, Nº 167, Vol. 52, set/out 1992, São Paulo, Brasil, 23-32.
- Mara, D. D. e Cairncross, S. (1989) “Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture”. *WHO – World Health Organization & UNEP – United Nations Environment Programme*, Geneva, Switzerland, 187p.
- Matheus, C. E. (1984). *Aspectos do crescimento e reprodução de Sarotherodon niloticus (Tilápia do Nilo) em Lagoas de Estabilização e sua influência no tratamento biológico*. Dissertação da Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP.
- Matheus, C. E. (1986). “A Tilápia do Nilo (*Sarotherodon niloticus*) – um peixe de características desejáveis para ser utilizado em ambientes organicamente poluídos”. *Revista DAE*, vol. 46, Nº 145, 169-170.
- Matheus, C. E. e Barbieri, G. (1991). “Crescimento de *Oreochromis niloticus* em ambientes altamente eutrofizados: lagoas de estabilização facultativas e lagoas de maturação”. *Anais do Seminário Regional de Ecologia VI*, São Carlos, São Paulo, 271-292.
- Melo, F. R.; Sobrinho, A. C.; Silva, J. W. B. e Barros Filho, F. M. (1987). “Resultados de um policultivo de tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, 1818; híbrido de tilápias (*Oreochromis hornorum* Trew. X *O. niloticus* L., 1766) e carpa-espelho, *Cyprinus carpio* L., 1758 vr. *Specularis*, consorciado com suínos.” *Revista Ciência e Cultura*, 39(4), 379-386.
- Metcalf e Eddy (1991). *Wastewater Engineering treatment, disposal and reuse*. 3 ed., McGraw-Hill Inc, New York, USA, 1334p.
- Mills, Dick (1998). *Peixes de aquário*. Tradução Bazán Tecnologia e Lingüística, Michele Casquillo. Rio de Janeiro, Brasil, 304p.
- Milstein, A. e Hopher, B (1985). “Principal component analysis of interactions between fish species and the ecological conditions in fish ponds: II. Zooplankton Aquaculture and Fisheries Management”, *Aquaculture and Fisheries Management*, 16, 319-330.

- Milstein, A. e Hephher, B (1988). "The effect of fish species combination in fish ponds on plankton composition", *Aquaculture and Fisheries Management*, 19, 127-137.
- Moscoso, J.; Nava, H. e Munôz, A. F. (1992). "Reuso em Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas em las Lagunas de Estabilización de San Juan. Sección III: Acuicultura". CEPIS – Centro Panamericano de Ingeniería Sanitária y Ciencias Del Ambiente. OPS – Organização Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 71p.
- Noble, R. (1975). *Growing fish in sewage*. *New scientist*, 259-261.
- Organização Mundial de Saúde – OMS (1989) "Directrices sanitárias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura – Informe de um Grupo Científico de la OMS". Organización Mundial de La Salud – Série de Informes Tecnicos Nº 778, Ginebra, Suiza, 90p.
- Oswald, W. J. (1995). "Ponds in the twenty-first century". *Water Science and Technology*. Vol 31. Nº 12. 1-8.
- Pádua, H. B. (1996). "Nitrogênio". *Aquarista Júnior – A revista Brasileira de Aquariorfilia*, 53, 17-19.
- Peirong, S. (1989). "The biology of major freshwater-cultivated fishes in china". *Integrate de Fish Farming in China*. NACA Technical Manual 7 – Network for Aquaculture Centres in Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, 1-32.
- Pinto, M. T.; Neder, K. D.; Felizzato, M. R. e Luduvic, M. L. (1997). "ETE Samambaia – dos projetos à prática dos novos conceitos no processo de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização." *Anais do XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Foz do Iguaçu, Brasil.
- Proença, C. E. M. e Bittencourt, P. R. L. (1994). *Manual de piscicultura tropical*. Brasília. IBAMA, 196p.
- Reis, J. A.T. e Mendonça, A. S. F. (1999). "A influência dos valores de pH e temperatura sobre a toxicidade da amônia e sua importância na definição de padrões ambientais para corpos d'água". *Anais do XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, Brasil.
- Richardson, J. (1997). "Acute ammonia toxicity for eight New Zealand indigenous freshwater species". *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. Vol. 31. 185-190.
- Rodrigues, N. S.; Ferreira, J. R.; Martinelli, L. A.; Jagger, R. e Fabbri, M. V. (1984). "Bioensaios em fluxo semi-estático, um equipamento simples para medir toxicidade aguda em peixes tropicais pequenos de águas naturais". *Boletim do Instituto de Pesca*, 11 (único), 115-121.
- Schroeder, G. L. (1975). "Some effects of Stocking Fish in Waste Treatment Ponds". *Water Research*. Vol. 9. 591-593.
- Seljan Júnior, Y. e Gonçalves, H. C. (1979). *Aquários*. Rio de Janeiro, Tecnoprint Ltda, Brasil, 251p.
- Sena, O. L. S. (1960). *A Lagoa de estabilização como um processo de tratamento de esgotos*. Tese – Universidade da Bahia. 26p.

- Shereif, M. M. e Mancy, K. H. (1995). "Organochlorine pesticides and heavy metals in fish reared in treated sewage effluents and fish grown in farms using polluted surface waters in Egypt". *Water Science and Technology*. Vol. 32,. Nº 11. 153-161.
- Silva, J. W. B; Souza, S. O.; Nobre, M. I. S. e Pinheiro, F. A. (1989). "Resultados de um policultivo da carpa espelho, cyprinus carpio L., 1758 Vr. Specularis, com machos da tilápia do Nilo, oreochromis niloticus (L., 1766), alimentados com esterco de codorna, Nothura maculosa". *Ciência Agron.*, Fortaleza, 20 (1/2). 167-174.
- Silva, S. A. e Mara, D. D. (1979). *Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização*. 1º ed, ABES, Rio de Janeiro.
- Souza, M. A A. (1997). *Reúso de Água*. CEPIS – Centro Panamericano de Ingeniería Sanitária y Ciencias Del Ambiente, Lima, Peru, 29p.
- Starling, F. L. R. M. (1989). *Estudo experimental dos impactos de peixes planctófagos sobre a comunidade plantônica e a qualidade da água do lago Paranoá*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 250p.
- Strauss, M. (1991). "Human waste use: health protection practices and scheme monitoring. *Water Science and Technology*. Vol. 24, Nº 09, 67-79.
- Teixeira, M. L.; Guilherme, L. C. e Silva, A. T. (1989). "Qualidade de Água para piscicultura em função de diferentes tipos de resíduos". *Ciência e Prática*, **13**(1), jan.-abr. 1989. 86-96.
- Thurston, R. V. e Russo, R. C. (1981). "Ammonia Toxicity to Fishes. Effect of pH on the Toxicity of the Un-ionized Ammonia Species". *Environmental Science and Technology*. Vol. 15, Nº 7, 837-840.
- Tomasso, J. R.; Goudie, C. A.; Simco, B. A. e Davis, K. B. (1980). "Effects of Environmental pH and Calcium on Ammonia Toxicity in Channel Catfish". *Trasactions of the American Fisheries Society*.109. 229-234.
- Tommasi, L. R. (1994). *Estudo de Impacto Ambiental*. CETESB. São Paulo. Brasil. 355p.
- Tonissi, F. B. e Espíndola, E. L. G. (2000). "Utilização de Bioensaios Agudo, Crônico-parcial e *In Situ* com *Danio rerio* para Avaliação Ecotoxicológica do Reservatório de Salto Grande (Americana, SP)". In: Espíndola, E. L. G.; Paschoal, C. M. R. B.; Rocha, O.; Bohrer, M. B. C e Neto, A. L. O. (eds). *Ecotoxicologia – Perspectivas para o Século XXI*. RiMa, São Carlos, São Paulo, 575p.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA (1995). *Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of effluents and Receiving Waters to West Coast Marine and Estuarine Organisms – EPA/600*. 1 ed. USA. 1995, 70p.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA (1996). *Ecological Effects Test Guidelines. OPPTS 850.1075. Fish Acute Toxicity Test, Freshwater and Marine*. USA. 8p.
- Vinatea Arana, Luis (1997). *Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões*. Florianópolis. Ed. da UFSC. 166p.

- Von Sperling, M. (1996). *Lagoas de Estabilização*. V.3, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, 134p.
- Von Sperling, E. (2001). "Uso de relações limnológicas para avaliação da qualidade da água em mananciais de abastecimento". *Anais do XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa, Brasil.
- Wachs, A. (1961). *Study on sewage stabilization ponds in Israel*. Haifa: Sanitary Engineering Laboratories.
- World Health Organisation – WHO (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Report of a Scientific Group. Technical Report Series Nº 778. Geneva.
- Woynarovich, E. (1985). *Manual de Piscicultura*. Divisão de Piscicultura e Pesca, CODEVASF, Brasília – DF.
- Zagatto, P. A.; Bertoletti, E. e Gherardi-Goldstein, E. (1988). "Toxicidade de efluentes industriais da bacia do rio Piracicaba. *Ambiente*, 2(1), 39-42.
- Zagatto, P. A.; Bertoletti, E.; Gherardi-Goldstein, E.; Souza, H. B. (1992). "Avaliação de toxicidade em sistema de tratamento biológico de afluentes líquidos". *Revista DAE*, 52(166), jul.-ago. 1992, 1-6.
- Zagatto, P. A. e Gherardi-Goldstein, E. (1991). "Toxicidade em águas do Estado de São Paulo". *Ambiente: Revista CETESB de Tecnologia*, 5(1), 13-20.
- Zagatto, P. A. (2000). *VI Encontro de Ecotoxicologia "Ecotoxicologia e Desenvolvimento Sustentável: Perspectivas para o Século XXI" III Reunião da SETAC Latino-americana*. São Carlos – São Paulo. 126p.
- Ziulli, R. L. e Jardim, W. F. (1998). "Ensaio de toxicidade na avaliação da qualidade de águas: o estado da arte no Brasil". *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 3(1-2), jan.-jun. 1998.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS EM APUD

- EPA (1983). *Design manual. Municipal wastewater stabilization ponds*. United States Environmental Protection Agency. 327p.
- Carpenter, K. E. (1924). "A study of the fauna of rivers polluted by lead mining in the Aberystwth district of Cardiganshire." *Ann. Appl. Biol.*, 11, 1, 1924.
- Forbes, S. A. (1887). "The lake as a microcosm." *Bulletin of the Peoria Scientific Association*. In: *Bull. Illinois State Natural History Survey*, 15, 537, 1925.
- Hart, W. B., Doudoroff, P. e Greenbank, J. (1945). *The Evaluation of the Toxicity of Industrial Wastes, Chemicals and Other Substances to Freshwater Fishes*. Waste Control Laboratory. The Atlantic Refining Company, 1945.
- Karbe, L. (1984). "Biological monitoring of water in the Federal Republic of Germany. Regulatory approaches and methods for effluent testing and assessment of receiving waters." In: *Proceedings of the International Workshop on Biological testing of effluents (and related receiving waters)*. OECD, September 10-14, Duluth, Minnesota, USA, 123-131.
- USEPA (1992). "Guidelines for Water Reuse." *EPA/625/R-92/004*, US. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio.

APÊNDICES

APÊNDICE A – GLOSSÁRIO

APÊNDICE A

GLOSSÁRIO

- ?? **Ação tóxica aditiva** – toxicidade de uma mistura de agentes químicos que é, aproximadamente, equivalente àquela esperada da simples soma das toxicidades conhecidas dos agentes químicos individuais presentes na mistura – soma algébrica de efeitos (Gherardi-Goldstein, 1990).
- ?? **Ação tóxica antagônica** – fenômeno no qual a toxicidade da mistura de agentes químicos é menor do que aquela que seria esperada da simples soma das toxicidades dos agentes químicos individuais presentes na mistura (Gherardi-Goldstein, 1990).
- ?? **Ação tóxica sinérgica** – fenômeno no qual a toxicidade de uma mistura de agentes químicos é maior que aquela que seria esperada de uma simples soma de toxicidades dos agentes químicos individuais presentes na mistura (Gherardi-Goldstein, 1990).
- ?? **Agente tóxico** – substância ou outros materiais, tais como formulações, efluentes líquidos e águas continentais, que podem causar efeitos deletérios quando em contato com os organismos-teste (CETESB, 1990).
- ?? **Água de diluição** – água utilizada para a manutenção dos peixes e para a realização dos ensaios (CETESB, 1990).
- ?? **Água de manutenção** – água utilizada para a manutenção e cultivo dos peixes (CETESB, 1990).
- ?? **Arcos branquiais** – estrutura de sustentação das brânquias (CETESB, 1978^a).
- ?? **Bioacumulação** – termo genérico que descreve um processo pelo qual agentes químicos são absorvidos e retidos pelos organismos, a partir do ambiente em que vivem ou pela sua alimentação (Gherardi-Goldstein, 1990).
- ?? **Biocenose** – todos os grupos de organismos que compartilham o mesmo *habitat* ou área de alimentação, que geralmente interagem ou dependem um do outro para a existência.

Também chamada de comunidade biótica, bioceno, ou simplesmente comunidade (Barros, 1998).

- ?? **Biodisponibilidade** – propriedade do agente químico que determina o efeito tóxico no organismo. A redução da biodisponibilidade do agente químico resulta em uma diminuição do seu efeito tóxico (Zagatto, 2000).
- ?? **Bioensaio** – teste utilizado para avaliar a potência relativa de um agente químico, pela comparação de seu efeito sobre um organismo vivo com o efeito de um padrão sobre o mesmo organismo; é freqüentemente utilizado na indústria farmacêutica para avaliar a potência de vitaminas e medicamentos. Não é sinônimo de teste de toxicidade (Gherardi-Goldstein, 1990).
- ?? **Biomarcador** – técnica que consiste em usar pontos terminais biológicos nos organismos vivos como indicadores de danos ambientais. A presença de ácido desoxirribonucléico (DNA) danificado, proteínas de fadiga (estresse) e tipos de células alteradas ou de proteínas de ligação metálica foram usadas como biomarcadores (Barros, 1998).
- ?? **Bioteste** – teste da potência de uma droga ou de outra substância pelo exame de seus efeitos sobre um organismo vivo e a comparação desses efeitos com os de uma substância padrão (Barros, 1998).
- ?? **Biótico** – referente aos organismos vivos ou produzidos por eles, como os fatores ambientais criados pelas plantas ou microorganismos (Barros, 1998).
- ?? **Brânquias** – principais órgãos respiratórios dos peixes, situados ao lado da faringe, formada por estruturas lamelares com membrana superficial fina e úmida, ricamente vascularizada e pregueada, oferecendo assim o máximo de superfície (CETESB, 1978^a).
- ?? **Carga tóxica** – contribuição tóxica do efluente para um corpo receptor obtida pela multiplicação da toxicidade do efluente, expressa em unidades tóxicas, por sua vazão (Zagatto, 2000).
- ?? **CE50 (concentração efetiva média)** – concentração do agente tóxico que causa efeito agudo (imobilidade) a 50% dos organismos, em 24 ou 48 horas de exposição, nas condições-teste; a rigor, quando não são realizadas análises químicas, refere-se à

concentração nominal do efluente, no início do teste, expressa como CE(l)50 (Gherardi-Goldstein, 1990).

- ?? **CENO (concentração de efeito não-observado) ou NOEC (No-observed-effect concentration)** – maior concentração do agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo, na sobrevivência e reprodução dos organismos, em sete dias de exposição, nas condições de teste (Gherardi-Goldstein, 1990).
- ?? **CL50 (concentração letal média)** – concentração do agente tóxico, que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos em 24 a 96 horas de exposição, nas condições-teste; a rigor, quando não são realizadas análises químicas, refere-se à concentração nominal do efluente, no início do teste, expressa como CL(l)50 (Gherardi-Goldstein, 1990).
- ?? **Concentração efetiva (CE)** – concentração de uma substância que causa uma resposta definida em um dado sistema: CE50 é a concentração média que causa 50% de resposta máxima (Ziulli e Jardim, 1998).
- ?? **Concentração letal (CL)** – concentração de uma substância potencialmente tóxica em um meio que causa a morte após um certo período de exposição (Ziulli e Jardim, 1998).
- ?? **Concentração letal inicial mediana – CL(l)50; 48 h** – concentração nominal do agente tóxico, no início do teste, que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos-teste, em 48 horas de exposição, nas condições do teste (CETESB, 1990).
- ?? **Efeito agudo** – efeito deletério causado por agentes tóxicos a organismos vivos em um curto período de exposição (CETESB, 1990).
- ?? **Equilíbrio ecológico** – equilíbrio da natureza; estado em que as populações relativas de espécies diferentes permanecem mais ou menos constantes, mediadas pelas interações das diferentes espécies (Barros, 1998).
- ?? **Filtradores** – correspondem ao tipo mais generalizado de alimentação, ou seja, o alimento é selecionado por tamanho e não por espécie. As espécies filtradoras possuem como característica principal um número grande de rastros branquiais longos e finos, os quais agem como mecanismo de filtração do plâncton (CETESB, 1978^b).

- ?? **Fitoplâncton** – organismos vegetais microscópicos que flutuam na água – diatomáceas, clorofíceas, etc. (Barros, 1998).
- ?? **LOEC (lowest-observed-effect concentration)** – menor concentração do agente tóxico que causa efeito deletério estatisticamente significativo, na sobrevivência e reprodução dos organismos, em sete dias de exposição, nas condições de teste (Barros, 1998).
- ?? **Nível de efeito adverso não-observado (NEANO)** – maior concentração ou quantidade de uma substância encontrada em experimento ou observação, que não causa alteração adversa detectável de morfologia, capacidade funcional, crescimento, desenvolvimento, ou ciclo de vida do organismo em condições de exposição (Barros, 1998).
- ?? **Nível de efeito não-observado (NENO)** – maior concentração ou quantidade de uma substância, encontrada experimentalmente, que não causa alteração de morfologia, capacidade funcional, crescimento, desenvolvimento, ou ciclo de vida dos organismos testes, sendo distintos daqueles observados em organismos normais (controle) das mesmas espécies e que são submetidos às mesmas condições de exposição (Barros, 1998).
- ?? **NOAEL (no observed acute effect level)** – maior concentração da substância testada que causa 10% ou menos de mortalidade aos organismos testados (Metcalf e Eddy, 1991).
- ?? **Organismo-teste** – organismo utilizado nos testes de toxicidade (Barros, 1998).
- ?? **Plâncton** – qualquer organismo, geralmente microscópico, que flutua livremente num meio aquático, que não tem meios de locomoção e sua distribuição depende das correntes de água (Vinatea, 1997).
- ?? **Soluções-estoque** – soluções do agente tóxico em diferentes concentrações com as quais são preparadas as soluções-teste (CETESB, 1990).
- ?? **Soluções-teste** – soluções finas do agente tóxico, nas quais são colocados os organismos-teste (CETESB, 1990).

- ?? **Substância de referência** – substância química utilizada para avaliação da sensibilidade dos organismos-teste (CETESB, 1990).
- ?? **Teste contínuo** – teste no qual a solução do recipiente-teste é trocada continuamente, ao longo do ensaio (APHA, 1995).
- ?? **Teste de toxicidade** – método utilizado para detectar e avaliar a capacidade inerente do agente tóxico em produzir efeitos deletérios em organismos vivos (CETESB, 1990).
- ?? **Teste de toxicidade aguda** – estudo experimental biológico para determinar os efeitos adversos que ocorrem em um curto tempo (geralmente até 14 dias), depois de uma única dose da substância ou de múltiplas doses ministradas em até 24 horas (Ziulli e Jardim, 1998).
- ?? **Teste de toxicidade crônica** – estudo no qual os organismos são observados durante a maior parte do ciclo de vida e no qual a exposição ao agente teste substitui o tempo de observação ou uma parte substancial deste (Ziulli e Jardim, 1998).
- ?? **Teste estático** – teste em que a solução e os organismos são mantidos no recipiente-teste durante todo o período do ensaio (APHA, 1995).
- ?? **Teste semi-estático** – teste no qual os organismos são expostos às soluções de mesma composição que são, periodicamente, renovadas durante o período do teste (renovação usual de 24 horas). Esse procedimento é realizado por meio da transferência dos organismos ou pela troca da solução-teste (APHA, 1995).
- ?? **Toxicidade** – propriedade inerente do agente químico, que produz efeitos danosos a um organismo quando esse é exposto, durante um certo tempo, a determinadas concentrações (Zagatto, 2000).
- ?? **Unidade tóxica** – unidade que exprime a transformação da relação inversa da toxicidade em relação direta, obtida por meio da seguinte fórmula: $U.T. = 100/CL50$; portanto, quanto maior o valor da U.T. de um efluente, maior será sua toxicidade (Gherardi-Goldstein, 1990).

?? **Zooplâncton** – organismos animais, geralmente microscópicos, que se mantêm flutuando ou nadando na coluna de água – microcrustáceos e larvas de peixes e camarões (Barros, 1998).

APÊNDICE B – PROJETO DO ABRIGO DO EXPERIMENTO

APÊNDICE C – RELAÇÃO DE MATERIAIS E EQUIPAMENTOS

APÊNDICE C

RELAÇÃO DE MATERIAIS E EQUIPAMENTOS

Os recursos financeiros para a construção do abrigo e aquisição dos equipamentos foram oriundos da Universidade de Brasília (UnB), por meio de convênio com o Centro Nacional de Pesquisa (CNPq), e todo material e mão-de-obra para as instalações elétrica e hidráulica foram cedidos pela Prefeitura do *Campus/UnB*.

Os trabalhos foram iniciados em setembro de 2000, com a doação, pela Prefeitura do *Campus/UnB*, de uma parte dos materiais para a construção. No final do mês de outubro de 2000, os recursos foram liberados pelo Curso de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (MTRH/UnB), para a compra dos materiais restantes e para contratação de mão-de-obra destinada à construção do abrigo. A obra foi iniciada em 30 de outubro de 2000, e as etapas de execução das paredes, bancadas, coberturas, elevação da caixa d'água e pintura foram concluídas em 6 de novembro 2000. As etapas seguintes de instalações hidráulica e elétrica, bem como a execução do piso foram realizadas pela Prefeitura do *Campus/UnB* e terminadas em meados de janeiro de 2001.

A compra dos equipamentos necessários à execução do experimento teve início na primeira quinzena de dezembro de 2000, com a liberação dos recursos do MTRH/UnB. O restante dos equipamentos foram adquiridos nos meses de fevereiro a março de 2001, quando se realizaram as instalações elétrica e hidráulica das bancadas e dos aquários.

A Tabela B.1 apresenta a relação dos materiais utilizados na construção do abrigo.

Tabela B.1 – Relação de Material

RELAÇÃO DE MATERIAL		
DISCRIMINAÇÃO	Unid.	Quant.
1.0 – Paredes		
1.1 – Madeirit de 10 mm (2,20 X 1,10 m)	un	22
1.2 – Sarrafos com 10 cm de largura	m	80
1.3 – Pontaletes de 3,0 m	un	28
2.0 – Bancadas		
2.1 – Painéis estruturados para suporte de 08 aquários de capacidade unitária de 30 L, cada bancada terá a dimensão de 4,0 x 0,40 m para apoio dos aquários.	un	3
3.0 – Cobertura		
3.1 – Cobertura em telha eternit ou similar, inclusive madeiramento	m ²	25
4.0 – Caixa d'água		
4.1 – Caixa d'água de 1000 L	un	1
5.0 – Apoio para caixa d'água e reservatório de mistura		
5.1 – Paus roliços de 4,0 m de comprimento, diâmetro na ponta de 10 cm	un	6
5.2 – Sarrafos com 10 cm de largura	m	10
6.0 – Placa para identificação da pesquisa, dimensão 1,0 x 0,70 m	m ²	0,7

APÊNDICE D – RESULTADOS DOS ENSAIOS

Tabela D.1 – Registro de dados da água de diluição

Início: 25/06/2001

Término: 27/06/2001

Análises	
Dureza (mg/L CaCO ₃)	30
Condutividade (μS/cm)	74,30
pH	7,65
Temperatura °C	24

Tabela D.2 – Registro de dados da solução-estoque (esgoto)

Análises	Horas	
	24	48
SST (mg/L)	15	
Coliforme total	> 2419,2	1,37E+06
Coliforme fecal	2,05E+02	0

Tabela D.3 – Registro de dados do Teste Preliminar para Ensaio Agudo

Início: 25/06/2001, 13:30 horas

Término: 27/06/2001, 13:30 horas

Concentração de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concentração	Número de peixes mortos por período de observação (h)											
					0 h				24 h				48 h			
					Morte		Obs		Morte		Obs		Morte		Obs	
					R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	0.00	15.00	15	5	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	AF	-
50%	7.50	7.50	15	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
80%	12.00	3.00	15	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
100%	15.00	0.00	15	5	-	-	-	-	-	1	-	FS	-	-	-	-

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

Código de observação para organismo-teste:

N = Normal

L = Letargia

AO = Ofegante por ar

T = Tremor

AM = Ausência de movimento natatório

O = Outros

PE = Perda de equilíbrio

RR = Respiração rápida

FS = Flutuamento na superfície

AF = Agonizando no fundo do recipiente

AC = Ausência de coloração

Tabela D. 4 – Teste Preliminar para Ensaio Agudo – Leitura do pH

Início : 25/06/2001

Término: 27/06/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h		48 h	
	pH		pH		pH	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	8,18	8,13	8,46	8,42	8,16	8,09
50%	7,49	7,45	7,76	7,67	7,58	7,47
80%	7,38	7,42	7,51	7,52	7,30	7,31
100%	7,28	7,36	7,66	7,67	7,47	7,47

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

AT = Antes da troca

DT = Depois da troca

Tabela D. 5 – Teste Preliminar para Ensaio Agudo – Leitura de Temperatura

Início : 25/06/2001

Término: 27/06/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h		48 h	
	T°C		T°C		T°C	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	25,40	24,90	25,10	25,00	24,90	24,60
50%	24,70	24,80	25,20	25,10	24,60	24,40
80%	25,00	24,70	26,30	25,30	25,80	25,10
100%	24,60	24,40	25,50	25,00	24,70	24,20

R1 = Repetição 1

R2 = Repetição 2

AT = Antes da troca

DT = Depois da troca

Tabela D. 6 – Teste Preliminar para Ensaio Agudo – Leitura de Amônia**Início :** 25/06/2001**Término:** 27/06/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h		48 h	
	NH ₃		NH ₃		NH ₃	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	-	-	-	-	-	-
50%	9,00	8,30	9,00	7,70	7,40	6,00
80%	17,60	12,60	15,00	13,70	14,00	12,20
100%	18,30	18,80	17,60	19,00	15,90	17,40

R1 = Repetição 1**R2** = Repetição 2**AT** = Antes da troca**DT** = Depois da troca

Tabela D.7 – Registro de dados da água de diluição

Início: 23/07/2001

Término: 27/07/2001

Análises	
Dureza (mg/L CaCO ₃)	33
Condutividade (µS/cm)	70,80

Tabela D.8 – Registro de dados da solução-estoque (esgoto)

Análises	Horas			
	0	24	48	72
SST (mg/L)	97,5	117,5	125	112,5
Coliforme total				> 2419,2
Coliforme fecal				2,05E+02
Clorofila (µg/L)	1943,04	2001,12	2180,64	2038,08

Tabela D.9 – Registro de dados do Teste Definitivo para Ensaio Agudo

Início: 23/07/2001, 16:00 horas

Término: 27/07/2001, 16:00 horas

Concent. de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concent.	Número de peixes mortos por período de observação (h)																							
					24 h						48 h						72 h						96 h					
					Morte			Obs			Morte			Obs			Morte			Obs								
					R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Controle	0,00	15,00	15	10	-	-	-				-	1	-				-	-	-				-	-	-			
80%	12,00	3,00	15	10	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
100% (*)	15,00	0,00	0	10	1	-	-				-	-	-				-	1	-				-	-	-			
100% (* *)	15,00	0,00	0	10	-	1	1				-	-	-				-	-	-				-	-	-			

(*) Com controle da temperatura

(* *) Sem controle da temperatura

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

Código de observação para organismo-teste:

N = Normal

T = Tremor

PE = Perda de equilíbrio

FS = Flutuamento na superfície

L = Letargia

AM = Ausência de movimento natatório

RR = Respiração rápida

AF = Agonizando no fundo do recipiente

AO = Ofegante por ar

O = Outros

AC = Ausência de coloração

Tabela D.10 – Teste Definitivo para Ensaio Agudo – Leitura de pH

Início: 23/07/2001

Término: 27/07/2001

Concent. nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						96 h					
	pH			pH (R1)		pH (R2)		pH (R3)		pH (R1)		pH (R2)		pH (R3)		pH (R1)		pH (R2)		pH (R3)		pH					
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3	
Controle	7,25	7,12	7,13	6,23	8,18	6,29	8,06	6,33	8,02	8,06	8,29	7,96	8,25	7,91	8,12	7,85	8,04	7,74	7,94	7,73	7,96	7,84	7,74	7,71			
80%	7,03	7,09	7,10	7,58	7,73	7,49	7,59	7,49	7,55	7,52	7,91	7,43	7,88	7,10	7,44	7,35	7,67	7,24	7,34	7,20	7,35	7,17	7,18	7,30			
100% (*)	7,16	7,19	7,25	7,45	7,51	7,42	7,45	7,32	7,40	7,01	7,46	6,97	7,43	6,99	7,54	7,19	7,38	7,22	7,78	7,28	7,59	7,27	7,20	7,30			
100% (**)	7,27	7,28	7,28	7,26	7,31	7,21	7,28	7,20	7,27	7,01	7,53	6,86	7,54	6,92	7,55	6,94	7,50	6,94	7,54	6,95	7,54	6,96	6,84	6,85			

(*) Com controle da temperatura (**) Sem controle da temperatura

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D.11 – Teste Definitivo para Ensaio Agudo – Leitura de OD

Início: 23/07/2001

Término: 27/07/2001

Concent. nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						96 h					
	OD			OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD					
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3	
Controle	6,86	6,66	6,68	5,38	6,50	5,08	6,37	5,17	6,28	5,56	5,76	5,14	5,46	5,37	5,57	5,28	6,78	5,08	6,76	5,26	6,65	5,55	5,28	5,55			
80%	4,76	4,43	4,32	1,06	7,17	0,93	7,10	0,93	7,02	0,87	6,39	0,81	6,39	0,85	6,35	1,06	6,15	0,80	6,15	0,65	6,32	1,15	1,30	1,18			
100% (*)	4,00	2,57	3,65	0,66	7,09	0,49	6,74	0,57	6,66	0,76	6,77	0,64	6,45	0,63	6,46	0,55	6,15	0,65	6,00	0,50	6,00	1,17	1,19	0,90			
100%(**)	3,60	3,63	3,60	0,71	6,90	0,71	6,98	0,76	6,80	0,72	6,43	0,84	6,33	0,58	6,36	0,44	6,29	0,43	6,29	0,44	6,28	0,98	0,92	0,98			

(*) Com controle da temperatura (**) Sem controle da temperatura

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D.12 – Teste Definitivo para Ensaio Agudo – Leitura de Temperatura

Início: 23/07/2001

Término: 27/07/2001

Concent. nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						96 h						
	T°C			T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C						
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3		
Controle	26,70	26,60	26,40	25,10	27,20	24,80	27,20	24,90	27,30	24,40	27,00	24,30	27,30	24,40	27,60	27,20	26,70	27,40	26,80	27,50	26,80	28,00	28,20	28,20				
80%	26,60	26,50	26,40	25,00	25,00	25,10	24,80	25,30	24,90	24,40	24,80	24,40	24,30	24,60	24,60	27,70	25,40	28,10	25,50	28,40	25,50	28,40	28,00	28,00	29,00			
100% (*)	26,30	27,70	26,70	25,50	24,20	28,30	25,50	26,20	24,60	24,70	24,10	26,80	25,20	25,50	24,50	28,40	24,70	30,70	28,00	29,40	25,60	28,90	30,30	30,90				
100% (**)	25,70	25,40	25,70	23,80	23,80	23,80	23,70	24,00	23,70	23,70	23,80	23,30	23,80	23,50	23,80	23,30	23,50	23,00	23,20	23,20	23,20	23,70	23,20	23,20	23,40			

(*) Com controle da temperatura (**) Sem controle da temperatura

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D.13 – Teste Definitivo para Ensaio Agudo – Leitura de Amônia NH₃

Início: 23/07/2001

Término: 27/07/2001

Concent. nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						96 h					
	NH ₃			NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		NH ₃					
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3	
Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
80%	5,70	6,50	6,10	4,50	4,40	4,30	4,00	5,50	5,00	5,50	5,30	4,20	5,10	5,40	5,00	5,80	5,80	5,40	5,10	4,50	5,60	6,20	5,70	6,10			
100% (*)	6,30	7,30	7,30	6,30	6,20	7,60	9,00	6,40	6,90	4,00	6,20	7,10	6,00	6,30	6,80	6,90	7,50	8,60	8,00	5,90	7,10	5,40	8,00	7,10			
100% (**)	7,20	6,10	6,40	6,00	7,50	5,40	7,70	5,50	6,20	6,10	7,00	4,80	7,50	6,10	5,40	7,90	7,10	8,00	7,40	6,80	6,70	6,80	7,30	5,90			

(*) Com controle da temperatura (**) Sem controle da temperatura

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D. 14 – Registro de dados Biométricos do Teste Definitivo para Ensaio Agudo

Organismo-teste: tilápia do Nilo

Substância-teste: Esgoto

Concentração (mg/L) = controle	Peixe N.º	Comprimento (cm)			Peso (mg)			Peso médio (g) = 413 Comprimento médio (cm) = 3,14
		R1	R2	R3	R1	R2	R3	
1-		4,10	3,20	3,00	890	280	300	
2-		2,80	3,00	2,50	220	360	200	
3-		3,50	2,80	2,70	650	350	250	
4-			3,70	3,00		660	330	
5-				3,40			460	
6-								
7-								
8-								
9-								
10-								
Concentração (mg/L) = 80% esgoto	Peixe N.º	Comprimento (cm)			Peso (mg)			Peso médio (g) = 492 Comprimento médio (cm)= 3,29
		R1	R2	R3	R1	R2	R3	
1-		3,40	3,80	3,80	450	450	620	
2-		4,00	2,80	2,50	680	260	830	
3-		3,30	3,10	3,10	390	330	430	
4-								
5-								
6-								
7-								
8-								
9-								
10-								
Concentração (mg/L) = 100% esgoto (*)	Peixe N.º	Comprimento (cm)			Peso (mg)			Peso médio (g) = 280 Comprimento médio (cm)= 2,9
		R1	R2	R3	R1	R2	R3	
1-		3,00	2,90	3,50	320	260	500	
2-		3,00	2,90	2,80	310	290	240	
3-		2,80		2,50	250		120	
4-		2,70			230			
5-								
6-								
7-								
8-								
9-								
10-								

(*) Com controle da temperatura

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

Continuação**Organismo-teste:** tilápia do Nilo**Substância-teste:** Esgoto

Concentração (mg/L) = 100% esgoto (* *)	Peixe N.º	Comprimento (cm)			Peso (mg)			Peso médio (g) = 284,5 Comprimento médio (cm) = 2,9
		R1	R2	R3	R1	R2	R3	
	1-	3,00	2,70	3,00	310	200	260	
	2-	2,80	2,70	2,50	240	220	170	
	3-	3,30	3,00	3,00	450	310	390	
	4-		3,00	3,00		300	280	
	5-							
	6-							
	7-							
	8-							
	9-							
	10-							

(* *) Sem controle da temperatura

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

Tabela D.15 – Registro de dados do Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo

Início: 23/07/2001, 15:25 horas

Término: 24/07/2001, 15:25 horas

Concentração de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concentração	Número de peixes mortos por período de observação (h)			
					24 h			
					Morte		Obs	
					R1	R2	R1	R2
Controle	0,0	5	5	5	-	-		
56	3,5	4,9965	5	5	-	-		
110	6,9	4,9931	5	5	-	-		
320	20,0	4,98	5	5	2	2	FS	FS

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

Código de observação para organismo-teste:

N = Normal

L = Letargia

AO = Ofegante por ar

T = Tremor

AM = Ausência de movimento natatório

O = Outros

PE = Perda de equilíbrio

RR = Respiração rápida

FS = Flutuamento na superfície

AF = Agonizando no fundo do recipiente

AC = Ausência de coloração

Tabela D.16 – Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo – Leitura de pH

Início: 23/07/2001
Término: 24/07/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h	
	R1	R2	R1	R2
Controle	7,41	7,42	7,24	7,23
56	7,02	6,94	7,11	7,01
110	6,68	6,59	6,69	6,57
320	6,21	6,14	6,20	6,15

R1 = Réplica 1 R2 = Réplica 2

Tabela D.17 – Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo – Leitura de OD

Início: 23/07/2001
Término: 24/07/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h	
	R1	R2	R1	R2
Controle	6,39	6,26	5,10	4,25
56	6,32	6,41	5,94	5,82
110	6,68	6,46	6,25	5,88
320	6,61	6,50	6,20	5,85

R1 = Réplica 1 R2 = Réplica 2

Tabela D.18 – Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo – Leitura de Temperatura

Início: 23/07/2001
Término: 24/07/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h	
	R1	R2	R1	R2
Controle	26,20	26,00	24,30	24,00
56	26,10	26,10	23,00	23,00
110	26,20	26,40	22,80	22,80
320	26,80	26,30	22,80	22,70

R1 = Réplica 1 R2 = Réplica 2

Tabela D.19 – Registro de dados do Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo

Início: 08/08/2001, 11:30 horas

Término: 09/08/2001, 11:30 horas

Concentração de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concentração	Número de peixes mortos por período de observação (h)			
					24 h			
					Morte		Obs	
					R1	R2	R1	R2
Controle	0,0	5	5	5	-	-		
110	3,5	4,9931	5	5	1	-	FS	
320	6,9	4,98	5	5	2	2	FS	FS
400	20,0	4,984	5	5	5	4	FS	FS

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

Código de observação para organismo-teste:

N = Normal

T = Tremor

PE = Perda de equilíbrio

FS = Flutuamento na superfície

L = Letargia

AM = Ausência de movimento natatório

RR = Respiração rápida

AF = Agonizando no fundo do recipiente

AO = Ofegante por ar

O = Outros

AC = Ausência de coloração

Tabela D.20 – Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo – Leitura de pH

Início: 08/08/2001
Término: 09/08/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h	
	R1	R2	R1	R2
Controle	8,49	8,44	8,55	8,53
110	6,83	6,73	6,92	6,84
320	6,12	6,06	6,22	6,17
400	5,98	5,94	6,08	6,03

R1 = Réplica 1 **R2** = Réplica 2

Tabela D.21 – Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo – Leitura de Temperatura

Início: 08/08/2001
Término: 09/08/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h	
	R1	R2	R1	R2
Controle	22,40	23,10	20,20	19,90
110	22,10	21,80	20,30	20,30
320	21,20	21,10	20,30	20,30
400	21,00	20,90	20,10	20,00

R1 = Réplica 1 **R2** = Réplica 2

Tabela D.22 – Registro de dados da água de diluição

Início: 01/11/2001

Término: 08/11/2001

Registro de dados da água de diluição

Análises	Horas				
	48	72	96	120	144
Dureza (mg/L CaCO ₃)	37	40,6	40	38,8	42,4
Condutividade (µS/cm)	89,8	88,1	90,4	92	102,8
pH	8,25				8,02
Oxigênio dissolvido (mg/L)					6,98

Tabela D.23 – Registro de dados da solução-estoque (esgoto)

Análises	Horas						
	0	24	48	72	96	120	144
Coliforme total	>2419,2		>2419,2	>2419,2	3,45E+02	7,48E+02	1,93E+03
Coliforme fecal	6,63E+01		4,46E+01	3,26E+01	1,03E+01	1,37E+01	2,10E+01
Clorofila (µg/L)	1108,8	438,24	580,8	1261,92	496,32	306,24	427,68

Tabela D.24 – Registro de dados do Teste Definitivo para Ensaio Crônico

Início: 01/11/2001, 15:15 horas

Término: 08/11/2001, 15:15 horas

Concent. de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concent.	Número de peixes mortos por período de observação (h)																							
					3 h						24 h						48 h						72 h					
					Morte			Obs			Morte			Obs			Morte			Obs								
					R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Controle	0.00	2.00	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
30%	0.60	1.40	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
50%	1.00	1.00	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
80%	1.60	0.40	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
90%	1.80	0.20	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
100%	2.00	0.00	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			

Concent. de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concent.	Número de peixes mortos por período de observação (h)																							
					96 h						120 h						144 h						168 h					
					Morte			Obs			Morte			Obs			Morte			Obs								
					R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Controle	0.00	2.00	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
30%	0.60	1.40	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
50%	1.00	1.00	2	5	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
80%	1.60	0.40	2	5	-	-	-				-	1	-				1	-	-				-	-	1			
90%	1.80	0.20	2	5	-	-	-				1	-	-				-	-	-				-	-	-			
100%	2.00	0.00	2	5	-	-	-				-	-	-				-	1	-				-	-	-			

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

Código de observação para organismo-teste:

N = Normal
L = Letargia

T = Tremor
AM = Ausência de movimento natatório

PE = Perda de equilíbrio
HE = Hiperativo

FS = Flutuamento na superfície
CE = Coloração escura

Tabela D.25 – Teste Definitivo para Ensaio Crônico – pH

Início: 01/11/2001

Término: 08/11/2001

Concent. nominal (mg/l)	0 h			24 h						48 h						72 h					
	pH			pH (R1)		pH (R2)		pH (R3)		pH (R1)		pH (R2)		PH (R3)		pH (R1)		pH (R2)		PH (R3)	
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt
Controle	7,79	7,61	7,47	7,42	7,56	7,76	7,34	7,74	7,98	8,33	8,05	8,09	8,06	8,17	8,02	7,06	7,59	7,30	7,47	7,36	7,41
30%	7,56	7,55	7,59	7,55	7,79	7,48	7,90	7,48	7,96	7,93	8,02	7,71	8,06	7,67	8,06	7,15	7,50	7,17	7,58	7,17	7,63
50%	8,27	8,22	8,33	7,62	8,77	7,62	8,79	7,63	8,82	7,84	8,36	7,80	8,40	7,82	8,43	7,66	8,44	7,57	8,50	7,54	8,55
80%	8,20	8,30	8,34	7,58	8,89	7,59	8,91	7,60	8,92	7,80	8,38	7,69	8,45	7,78	8,44	7,55	8,55	7,54	8,57	7,53	8,33
90%	7,71	7,59	7,56	7,71	8,95	7,73	8,97	7,24	8,99	7,90	8,02	7,90	8,01	7,90	8,10	7,45	8,29	7,35	8,10	7,35	8,02
100%	7,56	7,68	7,70	7,90	8,53	7,89	8,52	7,47	8,54	7,11	8,00	7,21	8,05	7,24	8,06	7,33	8,62	7,45	8,65	7,42	8,70

Concent. nominal (mg/l)	96 h						120 h						144 h						168 h		
	pH (R1)		pH (R2)		PH (R3)		pH (R1)		pH (R2)		PH (R3)		pH (R1)		pH (R2)		PH (R3)		pH		
	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3
Controle	7,47	8,73	7,32	8,85	7,29	8,77	7,07	7,43	7,02	7,29	6,43	7,25	7,35	8,70	7,29	8,56	7,18	8,52	7,23	7,27	7,19
30%	7,25	8,66	7,24	8,67	7,25	8,54	7,49	7,88	7,47	8,06	7,45	7,69	7,10	8,49	7,12	8,50	7,13	8,61	7,15	7,18	7,18
50%	7,81	8,98	7,81	9,02	7,84	9,03	8,06	8,18	8,02	8,25	8,01	8,29	8,09	8,76	7,96	8,79	7,90	8,79	7,68	7,63	7,66
80%	7,77	8,99	7,78	9,07	7,80	9,11	7,94	8,52	7,95	8,52	7,96	9,14	7,87	9,01	7,87	9,02	7,84	9,05	7,62	7,66	7,67
90%	7,89	9,36	7,75	9,11	7,71	8,90	7,90	9,14	7,74	9,15	7,69	8,61	8,20	9,19	8,52	9,15	8,50	9,14	7,52	7,50	7,48
100%	7,68	8,80	7,69	8,79	7,70	8,80	8,24	8,56	8,24	9,14	7,93	9,14	8,54	9,14	8,56	9,15	8,60	9,17	7,51	7,58	7,51

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D.26 – Teste Definitivo para Ensaio Crônico – OD

Início: 01/11/2001

Término: 08/11/2001

Concent. nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h					
	OD			OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)	
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt
Controle	6,05	6,27	6,16	4,26	6,67	4,85	6,72	4,64	6,62	3,01	6,57	4,05	6,58	4,22	6,60	2,36	6,25	3,86	6,42	3,76	6,40
30%	6,79	6,80	7,16	5,12	8,14	5,12	8,21	5,61	8,54	3,90	7,95	3,83	8,16	4,16	8,28	2,93	7,70	3,21	7,86	3,58	7,83
50%	7,26	7,20	7,28	3,29	9,97	3,41	9,73	3,75	9,87	2,78	9,46	2,94	9,59	3,08	9,56	1,67	8,55	1,98	8,82	1,87	8,74
80%	5,81	6,68	6,84	2,02	11,64	2,05	11,73	2,27	11,30	1,82	9,55	1,87	10,00	2,08	9,81	1,48	9,90	1,22	10,00	1,45	9,82
90%	6,63	6,54	6,56	3,23	11,92	3,12	11,78	3,09	12,41	3,35	10,34	3,69	10,26	3,56	10,13	1,89	10,06	1,98	10,19	2,33	10,35
100%	6,73	6,43	6,76	2,77	12,87	2,40	13,31	2,92	13,85	2,34	10,82	2,61	11,02	3,09	11,03	1,99	10,69	1,88	11,00	2,67	11,24

Concent. nominal (mg/L)	96 h						120 h						144 h						168 h		
	OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD		
	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3
Controle	3,49	6,31	5,06	6,54	4,62	6,53	3,06	6,03	3,88	6,28	4,07	6,22	2,61	6,02	3,00	5,93	3,93	6,08	1,65	1,84	2,16
30%	4,52	8,56	5,26	8,99	4,86	8,91	5,67	8,65	5,71	8,80	5,34	8,76	3,97	7,53	3,81	7,83	3,83	7,79	2,84	2,70	2,56
50%	4,11	10,47	4,58	10,57	4,79	10,50	4,01	10,39	3,84	10,23	3,83	10,45	1,83	8,69	1,47	8,46	1,89	8,46	2,02	1,77	1,92
80%	2,82	11,73	3,24	11,85	3,29	12,20	2,44	12,04	3,33	11,47	2,60	12,08	1,35	10,06	0,86	9,94	1,02	10,03	1,76	1,48	1,57
90%	5,07	13,04	4,69	12,90	4,36	12,72	4,22	12,53	4,07	12,68	3,72	12,52	1,87	10,12	2,21	10,28	2,15	10,46	1,79	2,41	2,38
100%	3,60	14,27	3,72	13,58	3,64	14,19	3,32	13,26	2,64	13,50	3,79	13,56	2,05	11,22	2,05	11,24	2,36	11,22	1,84	2,33	2,63

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D.27 – Teste Definitivo para Ensaio Crônico – Temperatura

Início: 01/11/2001

Término: 08/11/2001

Concent. nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h					
	T°C			T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)	
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt
Controle	27,00	27,00	26,80	25,10	27,20	25,40	27,10	25,20	27,00	24,10	27,00	24,90	27,10	24,50	27,20	25,60	26,40	25,60	26,50	25,60	26,40
30%	26,80	26,80	26,80	25,30	26,70	25,40	26,70	25,40	26,60	24,40	26,50	24,50	26,40	24,50	26,20	25,60	26,10	25,70	26,10	25,70	26,00
50%	27,50	27,60	27,70	30,30	28,30	30,70	28,50	30,80	28,40	29,10	27,40	29,70	27,40	30,10	27,20	29,50	26,60	29,80	26,70	29,90	26,70
80%	27,60	27,90	28,00	30,60	28,10	31,10	28,30	31,30	28,40	29,50	26,20	30,00	26,30	30,10	26,30	29,40	26,60	29,90	26,70	29,80	26,70
90%	27,20	27,10	27,00	26,40	26,80	26,20	26,70	26,10	26,70	25,50	25,10	25,20	25,00	25,00	24,90	26,40	26,10	26,20	26,10	26,00	26,00
100%	27,40	27,10	27,00	26,80	27,00	26,20	27,00	25,90	26,90	25,40	24,90	25,20	24,80	25,00	24,70	26,20	26,10	26,00	26,00	25,90	26,00

Concent. nominal (mg/L)	96 h						120 h						144 h						168 h		
	T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C		
	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3
Controle	26,10	26,00	26,30	26,10	26,20	26,00	28,20	26,50	28,20	26,40	28,10	26,30	26,20	25,40	26,00	25,50	25,80	25,50	26,10	26,30	26,20
30%	26,10	25,70	26,10	25,90	26,10	25,90	27,90	26,50	27,90	26,40	27,80	26,40	25,70	25,60	25,60	25,70	25,40	25,70	26,10	26,10	26,20
50%	29,40	27,00	29,50	27,30	29,50	27,50	29,40	26,60	29,30	26,70	29,10	26,90	26,70	27,00	26,80	27,30	26,70	27,30	27,90	28,20	28,30
80%	29,00	27,10	29,20	27,40	29,40	27,60	29,00	27,40	28,70	27,30	28,10	27,30	26,70	27,00	26,80	27,40	26,60	27,40	28,20	28,30	28,30
90%	26,50	26,60	26,10	26,50	25,90	26,40	27,00	27,00	26,80	27,40	26,70	27,40	25,60	25,70	25,50	25,60	25,40	25,70	26,70	26,40	26,30
100%	26,30	26,60	0,26	26,50	25,80	26,40	26,90	27,90	26,80	27,90	26,70	27,80	25,50	26,10	25,40	25,70	25,30	25,70	26,60	26,40	26,40

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D.28 – Teste Definitivo para Ensaio Crônico – Amônia NH₃

Início: 01/11/2001

Término: 08/11/2001

Concent. nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						
	NH ₃			NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	
Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30%	4,80	4,70	4,60	3,50	4,20	3,20	3,80	3,20	3,80	3,70	3,40	3,80	2,90	3,70	3,10	4,10	3,40	4,00	3,00	3,60	3,00	3,00
50%	7,30	7,50	7,40	5,10	6,80	5,30	6,50	5,30	6,20	6,00	5,40	5,90	5,20	6,60	5,50	6,00	5,20	8,00	5,10	8,50	5,40	5,40
80%	11,60	11,60	10,90	8,50	10,40	8,00	10,40	8,30	10,30	9,00	9,30	8,90	9,20	8,50	9,30	10,0	8,80	9,60	9,60	9,40	9,70	9,70
90%	12,40	12,10	12,00	9,00	11,50	9,10	11,50	9,90	11,30	9,30	10,20	9,20	10,90	9,60	11,10	10,40	10,60	10,70	10,20	10,50	10,40	10,40
100%	13,60	14,30	13,80	10,50	12,50	11,30	12,60	10,20	12,60	11,10	12,10	11,00	12,60	10,40	12,30	11,70	12,30	11,80	11,40	11,00	11,90	11,90

Concent. nominal (mg/L)	96 h						120 h						144 h						168 h			
	NH ₃ (1R)		NH ₃ (2R)		NH ₃ (3R)		NH ₃ (1R)		NH ₃ (2R)		NH ₃ (3R)		NH ₃ (1R)		NH ₃ (2R)		NH ₃ (3R)		NH ₃			
	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3	
Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30%	3,70	3,30	3,60	2,80	3,90	2,70	3,70	3,50	3,70	3,30	3,60	3,30	3,90	2,00	3,90	2,20	3,80	1,60	3,80	4,00	3,80	3,80
50%	6,10	5,20	5,90	5,00	6,40	5,40	5,80	5,70	5,50	5,60	6,00	6,20	5,80	4,00	5,60	3,90	6,00	4,00	5,80	5,90	6,70	6,70
80%	9,10	8,50	9,00	8,50	9,20	8,90	8,80	9,40	8,40	9,40	8,70	9,40	9,20	7,40	8,80	7,80	9,10	7,90	8,70	8,90	8,60	8,60
90%	9,30	9,80	9,10	9,50	9,90	9,50	8,90	10,20	9,20	10,60	9,30	10,50	9,90	8,80	10,30	9,20	10,40	9,30	9,50	9,80	9,70	9,70
100%	10,50	11,10	10,90	11,10	10,20	11,30	10,70	12,20	10,30	12,00	10,10	11,90	11,60	11,30	11,40	10,70	11,50	10,20	10,80	11,20	10,50	10,50

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

AT = Antes da troca

DT = Depois da troca

Tabela D.29 – Registro de dados da água de diluição

Início: 10/11/2001

Término: 12/11/2001

Análises	
Dureza (mg/l CaCO ₃)	43,2
Condutividade (µS/cm)	91,6

Tabela D.30 – Registro de dados da solução-estoque (esgoto)

Análises	Horas
	0
Coliforme total	> 2419,2
Coliforme fecal	5,36e+01
Clorofila (µg/L)	396

Tabela D.31 – Registro de dados do Teste preliminar para Ensaio Agudo

Início: 10/11/2001, 16:00 horas

Término: 12/11/2001, 16:00 horas

Concentração de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concentração	Número de peixes mortos por período de observação (h)							
					24 h				48 h			
					Morte		Obs		Morte		Obs	
					R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	0.00	15.00	15	5	-	-	-	-	-	-	-	-
50%	7.50	7.50	15	5	-	-	-	-	-	-	-	-
80%	12.00	3.00	15	5	-	-	-	-	1	-	-	-
100%	15.00	0.00	15	5	-	-	-	-	-	-	-	-

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

Código de observação para organismo-teste:

N = Normal

T = Tremor

PE = Perda de equilíbrio

FS = Flutuamento na superfície

L = Letargia

AM = Ausência de movimento natatório

RR = Respiração rápida

AF = Agonizando no fundo do recipiente

AO = Ofegante por ar

O = Outros

AC = Ausência de coloração

Tabela D. 32 – Teste Preliminar para Ensaio Agudo – Leitura de pH**Início:** 10/11/2001**Término:** 12/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h		48 h	
	pH		pH		pH	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	7,51	7,58	8,10	7,99	7,92	7,82
50%	7,93	7,94	7,54	7,56	7,42	7,45
80%	8,17	8,21	7,45	7,49	7,35	6,99
100%	7,91	7,87	7,04	6,95	7,21	7,64

R1 = Réplica 1**R2** = Réplica 2**At** = Antes da troca**Dt** = Depois da troca**Tabela D. 33 – Teste Preliminar para Ensaio Agudo – Leitura de OD****Início:** 10/11/2001**Término:** 12/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h		48 h	
	OD		OD		OD	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	6,80	6,85	6,15	6,31	5,64	5,78
50%	8,07	8,01	1,47	2,54	0,91	0,63
80%	7,65	7,68	0,39	0,65	0,54	1,35
100%	8,10	8,05	0,46	0,34	1,16	0,39

R1 = Réplica 1**R2** = = Réplica 2**At** = Antes da troca**Dt** = Depois da troca

Tabela D. 34 – Teste Preliminar para Ensaio Agudo – Leitura de Temperatura**Início:** 10/11/2001**Término:** 12/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h		48 h	
	T°C		T°C		T°C	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	26,70	26,60	26,70	26,00	31,30	31,50
50%	26,90	26,90	31,70	27,50	35,00	31,90
80%	27,70	27,80	27,00	23,40	31,20	26,00
100%	26,60	26,80	23,10	26,00	25,90	30,70

R1 = Réplica 1**R2** = Réplica 2**At** = Antes da troca**Dt** = Depois da troca**Tabela D. 35 – Teste Preliminar para Ensaio Agudo – Leitura de Amônia NH₃****Início:** 10/11/2001**Término:** 12/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h		48 h	
	NH ₃		NH ₃		NH ₃	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	-	-	-	-	-	-
50%	7,00	7,00	6,30	6,50	7,10	6,50
80%	10,50	10,60	9,70	9,70	10,10	9,20
100%	13,30	13,90	11,90	12,60	11,70	12,70

R1 = Réplica 1**R2** = Réplica 2**At** = Antes da troca**Dt** = Depois da troca

Tabela D.36 – Registro de dados do Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo

Início: 11/11/2001, 15:00 horas

Término: 12/11/2001, 15:00 horas

Concentração de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concentração	Número de peixes mortos por período de observação (h)							
					3 h				24 h			
					Morte		Obs		Morte		Obs	
					R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Controle	0,00	5,00	5	5	-	-			-	-		
110	0,01	4,99	5	5	-	-			-	-		
320	0,02	4,98	5	5	1	2			4	3		
400	0,02	4,98	5	5	3	2			2	3		

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

Código de observação para organismo-teste:

N = Normal

T = Tremor

PE = Perda de equilíbrio

FS = Flutuamento na superfície

L = Letargia

AM = Ausência de movimento natatório

RR = Respiração rápida

AF = Agonizando no fundo do recipiente

AO = Ofegante por ar

O = Outros

AC = Ausência de coloração

Tabela D.37 – Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo – Leitura de pH

Início: 11/11/2001
Término: 12/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h	
	R1	R2	R1	R2
Controle	7,99	7,93	8,61	8,34
110	7,51	6,61	6,79	6,53
320	6,19	6,19	5,82	5,77
400	6,13	6,13	5,72	5,71

R1 = Réplica 1 R2 = Réplica 2

Tabela D.38 – Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo – Leitura de OD

Início: 11/11/2001
Término: 12/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h		24 h	
	R1	R2	R1	R2
Controle	7,28	7,47	4,32	4,89
110	7,59	7,63	5,80	6,02
320	7,66	7,73	6,97	7,14
400	7,80	7,75	7,37	7,31

R1 = Réplica 1 R2 = Réplica 2

Tabela D.39 – Teste Sensibilidade para Ensaio Agudo – Leitura de Temperatura

Início: 11/11/2001
Término: 12/11/2001

Concentração nominal (mg/l)	0 h		24 h	
	R1	R2	R1	R2
Controle	22,70	22,60	25,40	25,80
110	22,60	22,60	25,40	27,50
320	22,50	22,50	27,30	27,20
400	22,60	22,60	27,30	27,30

R1 = Réplica 1 R2 = Réplica 2

Tabela D.40 – Registro de dados da água de diluição

Início: 17/11/2001

Término: 21/11/2001

Análises	Horas	
	0	48
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	53,3	57,6

Tabela D.41 – Registro de dados da solução-estoque (esgoto)

Análises	Horas		
	0	24	48
Clorofila ($\mu\text{g/cm}$)	992,64	533,28	960,96

Tabela D.42 – Registro de dados do Teste Definitivo para Ensaio Agudo

Início: 17/11/2001, 15:00 horas

Término: 21/11/2001, 15:00 horas

Concentração de solução estoque (%)	Volume da solução estoque (%)	Volume da água (L)	Volume final (L)	Nº total de peixes por concent.	Número de peixes mortos por período de observação (h)																							
					24 h						48 h						72 h						96 h					
					Morte			Obs			Morte			Obs			Morte			Obs								
					R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Controle	0,00	15,00	15	10	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
30%	4,50	10,50	15	10	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
50%	7,50	7,50	15	10	-	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
80%	12,00	3,00	15	10	2	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
90%	13,50	1,50	15	10	1	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			
100%	15,00	0,00	15	10	1	-	-				-	-	-				-	-	-				-	-	-			

(*) Com controle da temperatura

(* *) Sem controle da temperatura

R1 = Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

Código de observação para organismo-teste:

N = Normal

T = Tremor

PE = Perda de equilíbrio

FS = Flutuamento na superfície

L = Letargia

AM = Ausência de movimento natatório

RR = Respiração rápida

AF = Agonizando no fundo do recipiente

AO = Ofegante por ar

O = Outros

AC = Ausência de coloração

Tabela D. 43 – Teste Definitivo para Ensaio Agudo – Leitura de pH

Início: 17/11/2001

Término: 21/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						96 h		
	pH			pH (R1)		pH (R2)		pH (R3)		pH (R1)		pH (R2)		pH (R3)		pH (R1)		pH (R2)		pH (R3)		pH		
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3
Controle	8,35	8,37	8,52	7,20	8,53	7,10	8,47	7,91	8,44	7,14	7,75	6,77	7,69	6,70	7,91	7,84	8,50	6,96	8,43	6,79	7,84	8,13	7,69	7,17
30%	8,40	8,01	8,18	6,87	8,18	7,76	8,18	7,53	8,18	7,36	7,70	7,18	7,73	7,14	8,33	8,21	8,10	7,06	8,09	7,05	8,38	7,93	7,87	7,85
50%	8,35	8,40	8,45	6,94	8,02	7,05	8,10	7,65	8,00	7,09	7,95	7,18	8,37	7,45	8,35	7,06	8,30	7,52	8,29	7,49	8,39	7,40	7,44	7,38
80%	7,95	7,94	8,10	7,56	7,91	7,64	7,92	7,65	7,92	7,45	8,18	7,74	8,14	7,75	8,26	8,02	8,62	8,02	8,45	7,85	8,88	7,15	7,64	7,86
90%	7,95	7,91	7,86	7,61	7,86	7,57	7,88	7,02	7,52	7,68	8,32	7,70	8,33	7,75	8,37	7,80	8,90	7,76	8,92	7,77	8,82	7,75	7,68	7,64
100%	8,38	8,38	8,06	6,99	7,33	7,06	7,62	7,09	7,85	7,41	8,36	7,24	8,35	7,18	8,34	7,75	8,90	7,38	8,87	7,25	8,75	7,61	7,58	7,48

R1= Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D. 44 – Teste Definitivo para Ensaio Agudo – Leitura de OD

Início: 17/11/2001

Término: 21/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						96 h		
	OD			OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD (R1)		OD (R2)		OD (R3)		OD		
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3
Controle	6,58	6,51	6,47	1,77	6,52	1,15	6,58	0,95	6,67	1,47	6,57	2,38	6,74	1,77	6,76	2,00	6,16	3,77	6,51	3,47	6,56	3,13	4,08	4,35
30%	7,87	7,95	7,84	1,15	7,00	1,85	6,77	2,08	6,71	1,47	7,41	1,66	7,15	1,69	7,18	1,66	8,46	1,65	8,39	2,04	8,33	2,55	3,10	2,83
50%	7,98	7,89	7,85	0,88	6,28	1,75	6,68	0,79	5,89	0,81	7,57	2,30	7,63	0,59	7,44	0,74	10,04	2,19	10,03	0,76	10,13	1,36	4,00	2,02
80%	8,11	8,03	8,07	0,45	5,56	0,50	5,28	0,48	5,38	0,50	7,93	0,63	7,63	0,63	7,51	0,54	10,85	0,53	10,79	0,50	10,84	0,76	1,22	1,34
90%	7,96	8,06	8,10	0,44	4,88	0,48	5,10	0,46	4,72	0,49	7,34	0,52	7,25	0,56	7,30	0,44	11,12	0,49	10,77	0,49	10,65	0,71	0,67	0,67
100%	7,77	7,69	7,94	0,39	4,70	0,49	4,64	0,54	4,52	0,64	7,52	0,73	7,32	0,73	7,32	0,52	10,64	0,65	10,44	0,57	10,69	0,82	0,68	0,83

R1= Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

AT = Antes da troca

DT = Depois da troca

Tabela D. 45 – Teste Definitivo para Ensaio Agudo – Leitura de Temperatura

Início: 17/11/2001

Término: 21/11/2001

Concentr. nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						96 h		
	T°C			T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C (R1)		T°C (R2)		T°C (R3)		T°C		
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3
Controle	25,40	25,80	26,70	27,90	24,60	28,40	24,40	30,20	24,00	27,50	24,00	27,60	23,80	26,30	23,80	30,00	29,70	28,40	27,00	26,70	26,30	30,00	26,90	24,50
30%	26,20	26,20	26,10	30,10	25,10	28,60	25,00	28,50	25,00	29,30	24,40	28,30	24,40	28,20	24,40	28,40	26,30	28,40	26,00	28,40	26,20	27,40	26,10	26,00
50%	26,30	26,30	26,40	28,20	24,70	23,40	22,80	28,70	29,10	27,90	24,30	24,00	24,20	30,20	24,70	28,00	25,10	24,20	24,50	27,80	25,20	25,80	21,60	25,30
80%	26,90	27,00	27,00	37,70	24,90	29,50	25,00	29,00	24,80	27,90	24,50	28,20	24,50	28,20	24,60	27,80	25,50	23,90	25,00	28,30	25,70	24,90	21,70	26,00
90%	26,90	27,00	27,00	32,90	27,40	29,30	24,20	28,90	25,30	30,10	24,80	29,00	24,70	28,10	24,60	30,00	26,90	29,10	26,00	28,70	26,10	29,70	26,30	26,00
100%	27,40	27,40	27,40	27,60	25,00	27,50	24,90	27,50	24,90	27,00	24,60	26,90	24,60	26,70	24,60	27,80	26,00	27,60	25,90	27,60	26,40	25,20	25,20	24,60

R1= Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D. 46 – Teste Definitivo para Ensaio Agudo – Leitura de Amônia NH₃

Início: 17/11/2001

Término: 21/11/2001

Concentração nominal (mg/L)	0 h			24 h						48 h						72 h						96 h				
	NH ₃			NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		NH ₃ (R1)		NH ₃ (R2)		NH ₃ (R3)		NH ₃				
	R1	R2	R3	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	At	Dt	R1	R2	R3
Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30%	3,50	3,70	3,80	3,80	3,00	3,60	2,80	3,50	3,20	3,90	2,30	3,40	2,70	3,50	2,40	3,70	1,30	3,30	1,10	2,90	1,00	3,10	2,70	2,50		
50%	5,00	5,10	5,20	5,60	4,80	5,00	4,60	5,60	4,70	5,60	4,20	5,00	3,60	6,90	4,40	4,70	2,60	4,30	2,50	5,40	3,20	3,50	3,20	3,40		
80%	8,10	7,20	7,70	9,50	7,50	9,00	7,60	8,50	7,40	7,30	7,60	7,20	7,20	7,70	6,70	7,90	5,20	7,60	5,40	7,60	5,10	5,60	5,20	5,70		
90%	9,10	8,30	9,10	9,70	8,40	9,60	8,20	9,30	8,50	8,10	8,00	8,40	7,80	8,20	8,10	9,20	6,00	8,80	6,20	8,60	5,70	6,50	6,60	6,30		
100%	10,20	9,50	9,10	10,40	9,50	10,60	9,20	9,50	9,40	8,90	8,80	10,10	9,00	9,60	8,60	9,60	6,90	10,00	6,70	9,30	6,80	7,30	7,10	6,60		

R1= Réplica 1

R2 = Réplica 2

R3 = Réplica 3

At = Antes da troca

Dt = Depois da troca

Tabela D.47 – Medidas de matéria orgânica obtidas na CAESB

Ensaio	Período do Ensaio	Tipo de peixe	Data da amostra	Dados da CAESB		
				DBO	DQO	DQO _f
Definitivo Agudo	23/07	Tilápia	23/07/2001 25/07/2001	23,00	249,00	74,00
	a 27/07/2001				225,00	74,00
Definitivo Crônico	13/10	Larva	15/10/2001	45,00	197,00	74,00
	a 20/10/2001	Tilápia	17/10/2001		188,00	63,00
Definitivo Crônico	01/11	Larva Tilápia	05/11/2001	43,00	220,00	67,00
	a 08/11/2001		07/11/2001		207,00	102,00
Definitivo Agudo	17/11	Carpa	19/11/2001	42,00	194,00	58,00
	a 21/11/2001		21/11/2001		223,00	82,00

Tabela D.48 – Medidas de Nitrogênio obtidas na CAESB

Ensaio	Período do Ensaio	Tipo de peixe	Data da amostra	Dados CAESB		
				NTK	NTK _f	NO _x
Definitivo Agudo	23/07	Tilápia	23/07/2001 25/07/2001	20,30	15,68	8,00
	a 27/07/2001			14,56	8,96	7,6
Definitivo Crônico	13/10	Larva	15/10/2001	24,78	14,56	0,50
	a 20/10/2001	Tilápia	17/10/2001	28,00	22,96	0,90
Definitivo Crônico	01/11	Larva Tilápia	05/11/2001	27,86	18,46	2,60
	a 08/11/2001		07/11/2001			
Definitivo Agudo	17/11	Carpa	19/11/2001	24,22	12,04	3,20
	a 21/11/2001		21/11/2001	31,36	14,00	1,90

Tabela D.49 – Medidas de Fósforo obtidas na CAESB

Ensaio	Período do Ensaio	Tipo de peixe	Data da amostra	Dados CAESB		
				Pt	Pt _f	Orto
Definitivo Agudo	23/07	Tilápia	23/07/2001	9,20	8,60	7,25
	a 27/07/2001		25/07/2001	8,60	7,60	6,75
Definitivo Crônico	13/10	Larva	15/10/2001	10,20	9,80	7,75
	a 20/10/2001	Tilápia	17/10/2001	12,60	11,40	7,25
Definitivo Crônico	01/11	Larva	05/11/2001	10,60	10,20	9,25
	a 08/11/2001	Tilápia	07/11/2001	11,60	10,20	9,75
Definitivo Agudo	17/11	Carpa	19/11/2001	10,00	8,80	8,50
	a 21/11/2001		21/11/2001	4,80	8,40	8,00

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)