

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE EFLUENTES GERADOS EM UMA
INDÚSTRIA TÊXTIL CATARINENSE**

IVANA EUNICE BAPTISTA

**FLORIANÓPOLIS
SANTA CATARINA
MARÇO DE 2001**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

IVANA EUNICE BAPTISTA

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE EFLUENTES GERADOS EM UMA
INDÚSTRIA TÊXTIL CATARINENSE**

**Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Santa Catarina para obtenção
do título de Mestre em Engenharia
Ambiental.**

Orientador: William Gerson Matias, Dr
Co-orientador: Carlos H. L. Soares, Dr

FLORIANÓPOLIS
SANTA CATARINA
MARÇO DE 2001

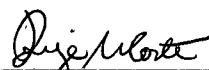
**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE EFLUENTES GERADOS EM UMA
INDÚSTRIA TÊXTIL CATARINENSE.**

IVANA EUNICE BAPTISTA

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL
na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

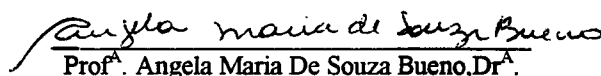
Aprovado por:



Prof.^a Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.^a



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)



Prof.^a Angela Maria De Souza Bueno, Dr.^a



Prof. William Gerson Matias, Dr.
(Orientador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
MARÇO/2001

Dedico este trabalho:

À minha amada mãe, grande exemplo de mulher, pelo amor e dedicação constantes, tão importantes e essenciais no decorrer da minha vida.

Ao Carlos, pela paciência, companheirismo e sobretudo seu amor.

E aos meus queridos pai e irmão (*in memoriam*), que estão sempre presentes em todos os momentos da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Ao prof. Dr. William Gerson Matias pela orientação.

Ao prof. Dr. Carlos Henrique Lemos Soares pela co-orientação e ajuda na execução deste trabalho.

À Indústria Damyller, na pessoa do químico Pedro Daminelli, pelo apoio e por ceder os efluentes, objetos de estudo e realização deste trabalho.

Às Mestres, Cátia Regina Silva e Márcia Bonini, pela ajuda e orientação, essenciais na realização dos testes no Laboratório de Toxicologia Ambiental.

Ao corpo técnico do Laboratório Integrado do Meio Ambiente - LIMA, principalmente ao amigo Américo Cruz Júnior, pela sua disponibilidade, incentivo e ajuda.

À bióloga e Mestre Melissa, pelo incentivo e pela amizade no decorrer deste período.

Aos colegas do curso de Pós-Graduação Viviane Spinelli, Cleide Carvalho, Kelly Cristina G. Alves (Mestre), Maria Eliza Nagel Hassemer (Mestre), Alexandre, Décio, Gilberto e Cristiano, pelo agradável convívio.

Aos graduandos do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Ricardo e Eduardo, pela ajuda e atenção.

Às minhas amigas Gilian R. Silva, Márluce Coan e principalmente à Maria Aparecida Hotza, por toda ajuda, alegria e companheirismo.

Ao amigo Kay Saalfeld, professor do Curso de Graduação em Ciências Biológicas, pelo carinho e incentivo.

Ao Coordenador do Curso de Pós-Graduação, Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli, pela paciência e orientação em momentos difíceis.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação, dos quais tive a oportunidade de ser aluna e que muito contribuíram à minha formação.

A Coordenadoria de Pós-Graduação, Glória Celeste e, principalmente, ao Maurício Pereira Paiva, pelo auxílio e incentivo.

À FATMA, na pessoa de Ester Bahia Lopes, pela ajuda em algumas análises realizadas.

Ao pessoal do IPAT, principalmente ao técnico Oto Schmitz, e a bióloga Jacira.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Ensino Superior - CAPES, pela bolsa de mestrado.

E a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

"Não há dúvida de que todos os nossos conhecimentos começam com a experiência; com efeito, como poderia ser despertada e posta em ação a faculdade cognitiva, a não ser por objetos que nos ferem os sentidos e que, em parte, produzem por si mesmas representações e, em parte, põem em movimento a nossa atividade intelectual e a exercitam a compará-las, a uni-las ou separá-las, elaborando assim a matéria bruta das impressões sensíveis para formar esse conhecimento dos objetos que se chama experiência? Assim, segundo o tempo, nenhum conhecimento precede em nós a experiência, e todos começam com ela."

(Emanuel Kant, 1787)

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	iii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	vii
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
1.INTRODUÇÃO.....	1
1.1. OBJETIVOS.....	3
1.1.1. Objetivo geral.....	3
1.1.2. Objetivos específicos.....	3
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. A Indústria Têxtil.....	4
2.1.1. Processamento Têxtil.....	5
2.1.2. Efluentes Têxteis.....	6
2.1.3. Corantes.....	7
2.1.3.1. Toxicidade dos corantes.....	9
2.1.4. Surfactantes.....	11
2.1.5. Resinas.....	11
2.1.6. AOX (Adsorbable Organic Halogens).....	12
2.1.7. Solventes.....	12
2.1.8. Gomas.....	13
2.2. Tecnologias de Tratamento.....	13
2.2.1. Adsorção.....	14
2.2.2. Precipitação.....	14
2.2.3. Degradação química.....	15
2.2.4. Outras reações químicas.....	15
2.2.5. Coagulação e floculação.....	15
2.2.6. Biodegradação.....	16
2.2.6.1. Sistema de lamas ativadas.....	17
2.2.6.2. Lagoas de estabilização.....	17

2.2.7. Equalização.....	18
2.3. Testes de Toxicidade.....	18
2.3.1. Variáveis que podem afetar os testes de toxicidade.....	22
2.3.2. Biomonitorização.....	25
2.3.3. Modelos, Índices e Terminologias em Toxicologia Aquática.....	26
2.3.4. Avaliação da Carga Tóxica e Impacto Ambiental.....	28
2.4. Bioindicadores e Biomarcadores.....	29
2.4.1. Bioindicadores.....	29
2.4.1.1. Organismos bioluminescentes.....	30
2.4.1.1.1. <i>Vibrio fischeri</i>	30
2.4.1.2. Microcrustáceos.....	32
2.4.1.2.1. <i>Daphnia magna</i>	32
2.4.1.3. Peixes.....	35
2.4.1.3.1. <i>Poecilia reticulata</i>	36
2.4.1.3.2. <i>Oreochromis niloticus</i> (Tilápia).....	37
2.4.2. Biomarcadores.....	38
2.5. Biotransformação.....	40
2.6. Bioacumulação.....	41
2.7. Elementos-traço.....	42
2.7.1. Métodos para determinação de elementos-traço.....	45
2.7.2. Toxicidade de alguns elementos-traço.....	45
2.7.2.1. Alumínio (Al).....	46
2.7.2.2. Chumbo (Pb).....	46
2.7.2.3. Cobre (Cu).....	47
2.7.2.4. Cromo (Cr).....	47
2.7.2.5. Zinco (Zn).....	48
2.7.3. Acumulação de metais em organismos aquáticos.....	48
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	51
3.1. Efluentes Têxteis.....	51
3.1.1. O Sistema de Tratamento empregado pela Indústria.....	51
3.1.2. Análises físico-químicas dos efluentes.....	54

3.2. Testes de toxicidade aguda com bioindicadores.....	55
3.2.1. Bioensaios com <i>Daphnia magna</i> (Straus, 1820).....	55
3.2.1.1. Cultivo dos daphnídeos.....	55
3.2.1.2. Testes de Sensibilidade.....	56
3.2.1.3. Testes de Toxicidade Aguda com amostras dos efluentes Têxteis.....	57
3.2.2. Bioensaios com <i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859).....	58
3.2.2.1. Captura e adaptação dos peixes	58
3.2.2.2. Testes de Sensibilidade.....	58
3.2.2.3. Testes de Toxicidade Aguda com amostras dos efluentes Têxteis.....	59
3.2.3. LUMISTOX (<i>Vibrio fischeri</i>)	60
3.3. Cálculos para a EC ₅₀ (<i>Daphnia magna</i> e <i>Vibrio fischeri</i>) e LC ₅₀ (<i>Poecilia reticulata</i>).....	60
3.4. Testes de bioacumulação de metais em tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i>), na 4ª semana de tratamento com amostras dos efluentes têxteis 3.....	61
3.4.1. Captura e adaptação dos peixes	61
3.4.2. Teste de Toxicidade Aguda com amostras dos efluentes Têxteis 3 tratado e não-tratado.....	61
3.4.3. Experimento de Acumulação de Metais nos Tecidos (Brânquias e Fígados).....	62
3.4.3.1. Análise dos metais	62
3.4.3.2. Retirada dos fígados e brânquias.....	63
3.5. Análise estatística dos resultados obtidos nos testes de toxicidade	63
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
4.1. Parâmetros físico-químicos dos efluentes têxteis.....	64
4.2. Testes de toxicidade.....	67
4.2.1. <i>Vibrio fischeri</i>	67
4.2.2. <i>Daphnia magna</i>	69
4.2.2.1. Testes de sensibilidade de <i>Daphnia magna</i> ao dicromato de potássio (K ₂ Cr ₂ O ₇).....	69

4.2.2.2. Testes preliminares de toxicidade aguda com amostras de efluentes têxteis tratados e não-tratados.....	71
4.2.2.3. Testes definitivos de toxicidade aguda com amostras dos 3 efluentes não-tratados.....	72
4.2.2.3.1. Testes definitivos com amostras do efluente 1 não-tratado.....	72
4.2.2.3.2. Testes definitivos com amostras do efluente 2 não-tratado	74
4.2.2.3.3. Testes definitivos com amostras do efluente 3 não-tratado.....	75
4.2.3. <i>Poecilia reticulata</i>	77
4.2.3.1. Testes de sensibilidade de <i>Poecilia reticulata</i> ao dicromato de potássio (K ₂ Cr ₂ O ₇).....	77
4.2.3.2. Testes preliminares com amostras dos efluentes tratados e não-tratados.....	79
4.2.3.3. Testes definitivos com amostras dos efluentes não-tratados.....	80
4.2.3.3.1. Testes definitivos com amostra do efluente 1 não-tratado.....	80
4.2.3.3.2. Testes definitivos com amostra do efluente 2 não-tratado.....	82
4.2.3.3.3. Testes definitivos com amostra do efluente 3 não-tratado.....	83
4.2.4. <i>Oreochromis niloticus</i>	85
4.3. Comparação entre os resultados obtidos nos testes de toxicidade com os bioindicadores (<i>Vibrio fischeri</i> , <i>Daphnia magna</i> e <i>Poecilia reticulata</i>).....	85
4.4. Relação entre parâmetros físico-químicos e os testes de toxicidade.....	87
4.5. Avaliação da Carga Tóxica e Impacto Ambiental.....	88
4.6. Testes de bioacumulação de metais em tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i>) na 4ª semana de tratamento.....	89
5. CONCLUSÕES.....	95
6. RECOMENDAÇÕES.....	96
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	97

ANEXO A - Meios de Cultivos.....	119
ANEXO B - Parâmetros Biométricos de <i>Oreochromis niloticus</i>	123
ANEXO C - <i>Daphnia magna</i>	124
ANEXO D - <i>Poecilia reticulata</i>	129

LISTA DE FIGURAS

1- <i>Vibrio fischeri</i> (bactérias bioluminescentes)	31
2- Anatomia de uma fêmea de <i>Daphnia sp</i> (microcrustáceo)	33
3 - <i>Daphnia magna</i> com embriões.....	34
4 - Ovos de <i>Daphnia sp</i> na câmara incubadora.....	34
5 - Fêmea de <i>Daphnia sp</i> com efípio.....	34
6 - Macho de <i>Poecilia reticulata</i>	36
7 - Fêmea de <i>Poecilia reticulata</i>	36
8 - <i>Oreochromis niloticus</i> (Tilápia)	38
9 - Esquema das coletas das amostras dos efluentes têxteis utilizados.....	53
10 - Distribuição da quantidade de microcrustáceos imóveis nas concentrações dos 3 testes de sensibilidade e controle (24horas)	70
11 - Variação das respostas, quanto ao número de microcrustáceos imóveis, das amostras dos 3 testes do efluente 1 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.....	73
12 - Variação das respostas, quanto ao número de microcrustáceos imóveis, das amostras dos 3 testes do efluente 2 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.....	74
13 - Variação das respostas, quanto ao número de microcrustáceos imóveis, das amostras dos 3 testes do efluente 3 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.....	76
14 - Distribuição da quantidade de peixes mortos nas concentrações dos 3 testes de sensibilidade e controle (24horas)	78
15 - Variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos das amostras dos 3 testes do efluente 1 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.....	81
16 - Variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos das amostras dos 3 testes do efluente 2 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.....	82
17 - Variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos das amostras dos 3 testes do efluente 3 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.....	84

18 - Resultado das médias das UTA dos bioindicadores para amostras dos 3 efluentes
têxteis não-tratados..... 87

LISTA DE TABELAS

1 - Características físico-químicas dos 6 efluentes têxteis (entrada e saída).....	64
2. Grau de inibição (%) das bactérias (<i>Vibrio fischeri</i>) nas 9 diluições das amostras dos 3 efluentes tratados e no controle.....	67
3. Concentrações Efetivas Médias (CE ₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos com amostras dos efluentes tratados e respectivas UTA, utilizando <i>Vibrio fischeri</i> como bioindicador.....	68
4. Grau de inibição (%) das bactérias nas 5 diluições das amostras dos efluentes não- tratados e controles.....	68
5. Concentrações Efetivas Médias (CE ₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos com amostras dos efluentes não-tratados e respectivas UTA, utilizando <i>Vibrio fischeri</i> como bioindicador.....	69
6. Concentrações Efetivas Iniciais Médias (CE(I)50), em mg/L, das soluções empregadas nos testes de sensibilidade (24 h) com <i>Daphnia magna</i>	71
7. Concentrações Efetivas Médias (CE ₅₀), em %, dos testes preliminares (24 e 48 h) das amostras dos efluentes não-tratados nas diferentes concentrações.....	72
8. Concentrações Efetivas Médias (CE ₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos (24 e 48 h) com amostras do efluente 1 não-tratado.....	73
9. Concentrações Efetivas Médias (CE ₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos (24 e 48 h) com amostras do efluente 2 não-tratado.....	75
10. Concentrações Efetivas Médias (CE ₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos (24 e 48 h) com amostras do efluente 3 não-tratado.....	76
11. Concentrações letais médias (CL ₅₀), em mg/L, das soluções empregadas nos testes de sensibilidade (24 h) com <i>Poecilia reticulata</i>	79
12. Concentrações Letais médias (CL ₅₀), em %, dos testes preliminares (24 e 48 h) das amostras dos efluentes não-tratados, nas diferentes concentrações.....	80
13. Concentrações Letais médias (CL ₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos (24 e 48 h), com amostras do efluente 1 não-tratado.....	81

14. Concentrações Letais médias (CL ₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos (24 e 48 h), com amostras do efluente 2 não-tratado.....	83
15. Concentrações Letais médias (CL ₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos (24 e 48 h), com amostras do efluente 3 não-tratado.....	84
16. Resultado das CE50 (%) e CL50 (%), das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos das amostras dos 3 efluentes têxteis tratados (testes definitivos).....	86
17. Resultado das CE50 (%) e CL50 (%), das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos das amostras dos 3 efluentes têxteis não-tratados (testes definitivos)....	86
18. Comparação entre os parâmetros físico-químicos (DBO e DQO) das amostras dos 6 efluentes (não-tratados e tratados) com seus respectivos bioensaios (CE ₅₀ e CL ₅₀).....	88
19. Concentração, em ppm, dos metais analisados nas amostras dos efluentes 3 (tratados e não-tratados).....	90
20. Concentração, em ppm, dos metais analisados nos tecidos dos peixes.....	91
21. Razão entre concentração de elementos-traços no efluente e concentração de elementos-traços nos tecidos.....	92
I - Parâmetros biométricos dos peixes controles.....	123
II - Parâmetros biométricos dos peixes expostos ao efluente têxtil 3 não-tratado	123
III - Parâmetros biométricos dos peixes expostos ao efluente têxtil 3 tratado.....	123
IV - Parâmetros físico-químicos da Água de Diluição (Meio Básico) utilizada nos 3 testes de sensibilidade com <i>Daphnia magna</i>	124
V - Parâmetros físico-químicos da Água de Diluição (Meio Básico) utilizada nos testes de toxicidade aguda com <i>Daphnia magna</i> expostas a amostras dos efluentes têxteis.....	124
VI - Resultados dos 3 testes de sensibilidade (quanto ao n.º de organismos imóveis) de <i>Daphnia magna</i> ao dicromato de potássio.....	125
VII - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes de sensibilidade com <i>Daphnia magna</i>	126
VIII - Resultados obtidos (quanto ao n.º de organismos imóveis) no teste preliminar da amostra do efluente têxtil 1 não-tratado - <i>Daphnia magna</i>	126
IX - Resultados obtidos (quanto ao n.º de organismos imóveis) no teste preliminar da amostra do efluente têxtil 2 não-tratado - <i>Daphnia magna</i>	126

X - Resultados obtidos (quanto ao n.º de organismos imóveis) no teste preliminar com <i>Daphnia magna</i> expostas a amostras do efluente têxtil 3 não-tratado.....	126
XI - Resultados (quanto ao n.º de organismos imóveis) dos 3 testes definitivos com <i>Daphnia magna</i> expostas a amostras do efluente têxtil 1 não-tratado, e respectivas CE50.....	127
XII - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos com <i>Daphnia magna</i> expostas a amostras do efluente têxtil 1 não-tratado.....	127
XIII - Resultados (quanto ao n.º de organismos imóveis) dos 3 testes definitivos com <i>Daphnia magna</i> expostas a amostras do efluente têxtil 2 não-tratado, e respectivas CE50.....	127
XIV - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos com <i>Daphnia magna</i> expostas a amostras do efluente têxtil 2 não-tratado.....	128
XV - Resultados (quanto ao n.º de organismos imóveis) dos 3 testes definitivos com <i>Daphnia magna</i> expostas a amostras do efluente têxtil 3 não-tratado, e respectivas CE50.....	128
XVI - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos com <i>Daphnia magna</i> expostas a amostras do efluente têxtil 3 não-tratado.....	128
XVII - Parâmetros físico-químicos da Água de Diluição utilizada nos 3 testes de sensibilidade com <i>Poecilia reticulata</i>	129
XVIII - Parâmetros físico-químicos da Água de Diluição utilizada nos testes de toxicidade aguda (preliminares e definitivos) com <i>Poecilia reticulata</i> expostos a amostras dos efluentes têxteis.....	129
XIX - Média dos parâmetros físico-químicos dos aquários dos 3 testes de sensibilidade com <i>Poecilia reticulata</i>	129
XX - Parâmetros físico-químicos da Água de Diluição do aquário de adaptação de <i>Poecilia reticulata</i>	130
XXI - Resultados obtidos nos 3 testes de sensibilidade de 24 horas (quanto ao número de peixes mortos) com <i>Poecilia reticulata</i>	130
XXII - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes de sensibilidade com <i>Poecilia reticulata</i>	130

XXIII - Número de peixes mortos no teste preliminar de amostras do efluente têxtil 1 não tratado e as respectivas CL 50.....	131
XXIV - Número de peixes mortos no teste preliminar de amostras do efluente têxtil 2 não tratado e as respectivas CL50.....	131
XXV - Número de peixes mortos no teste preliminar de amostras do efluente têxtil 3 não tratado e as respectivas CL 50.....	131
XXVI – Resultados (quanto ao n.º de peixes mortos) dos 3 testes definitivos com <i>Poecilia reticulata</i> expostas a amostras do efluente têxtil 1 não-tratado e as respectivas CL50.....	132
XXVII - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos com <i>Poecilia reticulata</i> de amostras do efluente têxtil 1 não-tratado.....	132
XXVIII - Resultados (quanto ao n.º de peixes mortos) dos 3 testes definitivos com <i>Poecilia reticulata</i> expostas a amostras do efluente têxtil 2 não-tratado e as respectivas CL50.....	132
XXIX - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos com <i>Poecilia reticulata</i> expostas a amostras do efluente têxtil 2 não-tratado.....	133
XXX – Resultados (quanto ao n.º de peixes mortos) dos 3 testes definitivos com <i>Poecilia reticulata</i> expostas a amostras do efluente têxtil 3 não-tratado e as respectivas CL50.....	133
XXXI - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos com <i>Poecilia reticulata</i> expostas a amostras do efluente têxtil 3 não-tratado.....	133

LISTA DAS ABREVIATURAS

APHA	American Public Health Association
CE50	Concentração Efetiva Mediana
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental
CL50	Concentração Letal Mediana
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
CCB	Centro de Ciências Biológicas
CER	Concentração do Efluente no Corpo Receptor
COT	Carbono Orgânico Total
DIN	Deutsches Institut für Normung
EPA	Environmental Protection Agency
IPAT	Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas
LC	Limite Inferior do Intervalo a 95% de Confiança
mg/L	Miligrama por Litro
NA	Nitrogênio Amoniacal
NTK	Nitrogênio Total KJELDHAL
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
UC	Limite Superior do Intervalo a 95% de Confiança
UTA	Unidade de Toxicidade Aguda

RESUMO

Com a finalidade de verificar a eficiência dos tratamentos físico-químico e biológico (Lagoa aerada) empregados pela indústria têxtil Damyler, situada no Município de Nova Veneza, Estado de Santa Catarina, foram analisadas amostras obtidas de seis efluentes: 3 não-tratados (NT), provenientes do tanque de equalização (entrada) e 3 tratados (T), provenientes da lagoa aerada (saída). A coleta das amostras ocorreu em períodos diferentes de produtividade industrial: uma das coletas coincidiu com o período de média produtividade industrial (efluentes 2 - tratado e não-tratado) e duas com o de alta produtividade industrial (efluentes 1 e 3 - tratados e não-tratados); o efluente 3, tratado, foi coletado após a instalação de um filtro-prensa. Além da determinação das características físico-químicas das amostras obtidas nos 6 efluentes (pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), condutividade, dureza), os objetivos específicos das análises foram: 1) avaliar, através de métodos de exposição *in vivo*, a indução de toxicidade aguda de diferentes concentrações dos efluentes, em 4 bioindicadores de 3 níveis tróficos: a) *Vibrio fischeri* (bactéria bioluminescente) - LUMISTOX; b) *Daphnia magna* (microcrustáceo) - CE₅₀; c) *Poecilia reticulata* (peixe) - CL₅₀; d) *Oreochromis niloticus* (peixe) - CL₅₀; 2) determinar, pelo processo de Espectrofotometria de Absorção Atômica (EAA), a concentração, em ppm, de Al, Cr, Cu, Pb e Zn: a) nos efluentes 3T (tratado) e 3NT (não-tratado); b) nas brânquias e fígados de *Oreochromis niloticus* expostos durante 4 semanas aos efluentes 3T e 3NT. As análises comparativas entre os resultados das características físico-químicas das amostras de efluentes tratados e não tratados, revelou que os tratamentos empregados pela indústria somente controlam a DBO e a DQO. Nas amostras dos efluentes tratados, observaram-se valores de condutividade, dureza e COT, maiores que nos não-tratados. *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* e *Poecilia reticulata* apresentaram toxicidade aguda relativamente alta, quando expostos a amostras de efluentes não-tratados, especialmente o efluente 1. No entanto, as amostras dos efluentes tratados, induziram toxicidade aguda apenas em *Vibrio fischeri*. *Oreochromis niloticus* submetidos aos efluentes 3T e 3NT por 48 horas, não apresentaram toxicidade aguda em nenhuma das concentrações testadas. Os resultados da EAA das amostras dos efluentes 3T e 3NT, revelaram valores superiores aos máximos admissíveis apenas para Al. Os resultados da EAA nos tecidos de *Oreochromis niloticus*, revelaram que mesmos nos animais

expostos a amostras do efluente 3T, ocorreu um acúmulo dos elementos Al e Pb, o que é importante, pois estes elementos não são micronutrientes. O Cr apresentou valores inferiores ao limite de detecção do método (EAA), nos tecidos e efluentes analisados (3T e 3NT). Os resultados que revelaram a acumulação dos demais elementos (Cu e Zn), tanto nos animais do grupo controle, como nos expostos aos efluentes 3T e 3NT, podem ser interpretados não somente como processos de bioacumulação, mas também como processos metabólicos que aumentam a quantidade de metaloproteínas, envolvidas em funções enzimáticas de proteção do organismo contra agentes estressores, nesse caso, os componentes do efluente. Apesar dos efluentes tratados só terem causado efeitos tóxicos agudos para *Vibrio fischeri*, a acumulação de alguns elementos-traço como Al e Pb, nos tecidos de *Oreochromis niloticus*, indica que os tratamentos industriais utilizados não são suficientes para a remoção destes, o que poderia ser responsável por causar sérios danos a estes organismos e, portanto, ao meio ambiente.

ABSTRACT

With the purpose to verify the efficiency of the treatment (physico-chemical and biological) employed by Damyller industry, located in Nova Veneza (SC), six textile effluents samples were analyzed: 3 untreated effluents (NT) collected in an equalization tank entrance and 3 treated effluents (T) collected in an aeration bed exit. The samples of effluents (treated and untreated) were collected at different times of industry productivity: mean productivity (effluent 2 - treated and untreated) and high productivity (effluents 1 and 3 - treated and untreated); treated effluent 3 was collected after the installation of a filter-press. Additionally to the determination the physico-chemical characteristics of the six effluents [pH, dissolved oxygen (DO); biochemical oxygen demand (BOD); chemical oxygen demand (COD), total organic carbon (TOC); conductivity; hardness], the specific purpose of analysis were: 1) evaluate the induction of acute toxicity of different effluents concentrations in 4 bioindicators from several different trophic levels by *in vivo* methods: a) *Vibrio fischeri* (bioluminescent bacteria) - LUMISTOX; b) *Daphnia magna* (microcrustacean) -EC₅₀; c) *Poecilia reticulata* (fish) - LC₅₀; d) *Oreochromis niloticus* (fish) - LC₅₀. 2) determine the concentration (ppm) of Al, Cr, Cu, Pb and Zn in: a) effluents 3 (treated and untreated); b) gills and liver of *Oreochromis niloticus* exposed to effluents 3 (treated and untreated) for 4 weeks. These analysis were performed by atomic absorption spectrophotometry (AAS). The treatments employed by the industry (physico-chemical and biological) proved to be efficient in reducing some physico-chemical parameters such as BOD and COD. There was an increase in conductivity, hardness and TOC in the treated effluents. The assays using *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* and *Poecilia reticulata* exhibited a high acute toxicity to untreated effluent 1. However, only *Vibrio fischeri* assay exhibited this effect in the case of treated effluents. The assays using *Oreochromis niloticus* showed no acute (48 hours) toxic effect, even when pure (100%) effluents (3T and 3NT) were tested. The results of AAS of 3T and 3NT effluent samples showed values superior to the maximum admissible only to Al. The results of AAS on selected tissues (gill and liver) of the *Oreochromis niloticus* showed that the effects of bioaccumulation of Al and Pb occurred even in fish exposed to effluent 3T, which is an important signal because these elements are not micronutrients. Cr was not detected in any of the tissues and effluents analyzed. The results that showed accumulation of the others elements (Cu and Zn), in the control group as well as in the group exposed at the effluents (3T and 3NT) might be

interpreted as a bioaccumulation process as well as metabolic process that increase the metalloproteins, involved in process of organisms protection against stresses agents, in this case, the components of effluents. The accumulation of Al and Pb in tissues of tilapia is indicative that the treatments employed by the industry are insufficient to remove these elements of the treated effluent and it may cause serious damage to the environment.

1. INTRODUÇÃO

Devido ao processo de industrialização têxtil de Santa Catarina, as cidades foram crescendo ao redor das indústrias e, como consequência, estas estão atualmente localizadas em zonas urbanas de densidade elevada, o que tende a agravar ainda mais os problemas de poluição de um modo geral, principalmente aqueles ligados aos tratamentos de água e esgoto (Wolf, 1997).

O efluente gerado na indústria têxtil tem composição química variada, dependente da etapa de processamento, sendo que sua composição é um das maiores responsáveis pela grande dificuldade em tratá-los.

O problema da cor intensa nos efluentes têxteis é consequência de grande quantidade de corantes não-fixados, ionizados, principalmente os corantes reativos que, segundo Karcher et al (1999), possuem pequena degradabilidade, tornando sua eliminação difícil tanto pelos processos físico-químicos quanto pelo biológico.

Alguns corantes têm ligados em suas moléculas íons-metálicos (Cu, Cr, Co, Ni, Zn), como parte constitutiva dos produtos (Decrolina ou bronze metálico, usados na estamperia) ou ainda impurezas como, por exemplo, dióxido de titânio (Sanin, 1997).

Do ponto de vista ambiental, a análise de metais em ecossistemas aquáticos é útil e importante, pois entre eles se incluem os metais pesados cujo acúmulo é perpetuado na cadeia trófica. A maioria dos metais mostra efeitos tóxicos em alguma concentração, inclusive aqueles considerados micronutrientes. Sendo assim, é importante quantificar traços de metais lançados no ambiente.

Hidrocarbonetos voláteis estão presentes em espessantes sintéticos, sendo que estes apresentam efeitos carcinogênicos. Surfactantes, mesmo quando biodegradáveis, na sua decomposição formam produtos metabólicos tóxicos para peixes (Sanin, 1997).

Segundo Bergna et al (1999), as indústrias têxteis estão entre as indústrias que mais consomem água, utilizando cerca de 100 m³ de água e emitindo cerca de 100 Kg de DQO, por tonelada de tecido.

Os efluentes têxteis de Santa Catarina, de acordo com Martins (1997), apresentaram características físico-químicas médias, ao longo do ano de 1995 de: pH 7,2 a 11,7; DQO 1050±380 mg/L; DBO 315±120 mg/L e sólidos sedimentáveis de 3±2 ml/L.

Em termos de DBO, as maiores cargas vêm da etapa de desengomagem, quanto aos sólidos, as maiores cargas são da etapa de tingimento.

Os métodos mais utilizados no tratamento de efluentes têxteis incluem várias combinações de técnicas biológicas (lodo ativado) e físico-químicas, gerando uma grande quantidade de lodo químico dentro da indústria. As substâncias orgânicas podem ser removidas por um processo secundário de tratamento biológico, mas a cor é reduzida pelo uso de métodos físico-químicos (Sapari, 1996; Kirby, 1995; Chang et al, 1994).

Segundo Hassemer (2000), a escolha do processo ou da seqüência do processo de tratamento, depende de uma série de fatores como características do efluente, qualidade do efluente após o tratamento, custos, disponibilidade de área e disponibilidade tecnológica.

Como critérios de avaliação, para definir a qualidade e eficiência do tratamento dos efluentes, empregado pelas indústrias, parâmetros físico-químicos e biológicos devem ser complementares e indispensáveis.

Devem ser feitos não apenas testes quanto à toxicidade aguda dos efluentes, mas também análises mais criteriosas quanto à toxicidade crônica induzida pelos mesmos; efeitos genotóxicos, alterações histológicas, hematológicas, etc, utilizando biomarcadores, são relevantes e devem sempre que possível ser empregados. Dados desta natureza permitem fazer-se uma melhor avaliação, dos impactos causados pela emissão destes efluentes sobre os ecossistemas e os vários níveis tróficos que os compõem, permitindo que as indústrias e os órgãos de fiscalização ambiental, disponham de dados mais criteriosos da qualidade dos efluentes emitidos.

A utilização de biomarcadores e bioindicadores contribui para monitorar os efeitos tóxicos referentes à toxicidade e genotoxicidade de efluentes industriais.

Apesar do efluente têxtil ser um poluente aquático, poucos estudos tem sido feitos sobre seus efeitos tóxicos no meio ambiente. Portanto, muito há ainda a ser estudado sobre a relação entre sua composição química e toxicidade.

Desta forma, este trabalho, visa contribuir com os estudos sobre a toxicidade destes tipos de efluentes, com a finalidade de reforçar a importância do monitoramento da qualidade dos efluentes industriais, a fim de mantê-los com características dentro dos limites impostos pelas legislações ambientais vigentes, contribuindo para uma melhor qualidade de vida para todos que de uma forma ou de outra se relacionam com este setor industrial.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. OBJETIVO GERAL

O presente estudo teve como objetivo geral avaliar a indução de toxicidade por efluentes gerados pela indústria têxtil catarinense (Damyller: Município de Nova Veneza), e avaliar a eficiência dos tratamentos físico-químico e biológico (lagoa aerada) empregado por essa indústria.

1.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ❑ Avaliar os parâmetros físico-químicos dos efluentes têxteis tratados e não-tratados (pH, DBO, DQO, OD, COT, metais, nitrogênio total e amoniacal).
- ❑ Avaliar a indução de toxicidade aguda por amostras em diferentes concentrações de efluentes têxteis tratados e não tratados, coletadas em períodos diferentes, em bioindicadores de níveis tróficos diferentes [bactérias (*Vibrio fischeri*), microcrustáceos (*Daphnia magna*) e peixes (*Poecilia reticulata* e *Oreochromis niloticus*)].
- ❑ Avaliar a indução de toxicidade crônica das amostras dos efluentes têxteis 3 tratados e não tratados, coletadas após a instalação de um filtro-prensa, através da análise de bioacumulação de metais (Al, Cr, Cu, Pb, Zn) nos tecidos (brânquias e fígados) de *Oreochromis niloticus*, expostos a estas amostras de efluentes durante quatro semanas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. A Indústria Têxtil

Nas últimas três décadas a economia brasileira passou da fase incompleta de industrialização, denominada industrialização restringida, ingressando numa estrutura industrial com padrões tecnológicos modernos e competitivos no âmbito da economia mundial. Entretanto, esse desempenho do desenvolvimento industrial no Brasil se deu com enormes distorções setoriais e regionais (Soares & Cartaxo, 1987).

Trazida por imigrantes europeus, a indústria têxtil brasileira, após uma lenta evolução, consolidou-se no século passado, concentrada em algumas regiões que reuniam condições locais favoráveis. Segundo Rais (1991) citado por Santos (1998), o estabelecimento das primeiras unidades produtivas deve-se aos imigrantes alemães, ocupando, no final do século XX, a terceira posição produtiva no contexto nacional e empregando cerca de 97.000 trabalhadores.

Santa Catarina é atualmente um pólo importante da indústria têxtil no Brasil, sendo um dos maiores setores destas indústrias no mundo em termos de produção e número de empregados (Sanin, 1997). Possui um amplo e diversificado parque fabril, constituído por 1333 indústrias: 1151 micro-empresas, 109 de pequeno porte, 49 de médio e 24 de grande porte, sendo que deste total 97 empresas têm mais de 50 empregados, abrangendo as atividades de fiação e tecelagem, beneficiamento de fibras têxteis vegetais, artificiais e sintéticas, de matérias têxteis de origem animal, fabricação de artefatos têxteis, tecidos elásticos, malharias acabamento de fios e tecidos, fabricação de tecidos especiais (Wolf, 1997).

Como matérias primas principais, o setor têxtil utiliza fibras naturais e químicas. As fibras naturais são as de origem vegetal (algodão, rami, juta, linho) e as de origem animal (seda, lã). As químicas abrangem as fibras artificiais (raiom, viscose, acetato) e as sintéticas (nylon, poliésteres, acrílico e lycra) (Borges & Gonçalves, 1978; CETESB, 1992).

As fibras artificiais são fabricadas a partir de produtos naturais de composição macromolecular (animal/vegetal); as sintéticas são pura criação química de alto grau de polimerização, obtidas por síntese a partir da hulha ou petróleo, como o propileno e orlon (Martins, 1997).

As fibras sintéticas, utilizadas na produção de fios, fitas, tecidos e sacos, surgiram na década de 60, mais precisamente a partir de 1962, quando se consolidou o consumo de fibras artificiais (Borges & Gonçalves, 1978).

2.1.1. Processamento Têxtil

São várias as etapas que envolvem o processamento têxtil (Wolf, 1997; Araújo & Castro, 1987):

- Beneficiamento do algodão: compreende a fase na qual se retira toda a impureza do algodão, classificando-o segundo a fibra e pureza.
- Fiação: processo no qual as fibras naturais ou sintéticas são transformadas em fios (filamentos contínuos).
- **Engomagem:** tem por objetivo aumentar a resistência mecânica dos fios crus, que chegam as unidades de engomagem em rolos de urdume, passando por solução de goma de fécula fervida e vão formar os rolos engomados para a tecelagem.
- Tecelagem: produção de tecidos através de teares.
- Chamuscagem: processo de queima da penugem do pano, obtida pela passagem do mesmo sobre grelhas acesas
- Desengomagem e lavagem: é feita a embebição do pano com enzimas, detergentes alcalinos quentes ou sabões e emolientes dissolvidos em água, com a finalidade de destruir as gomas. Na seqüência, o tecido passa por lavadeiras especiais.
- Cozimento e lavagem: é feito por meio de vapor, soda cáustica e produtos químicos diversos.

- Alvejamento e lavagem: feito por meio de peróxido de hidrogênio e/ou cloro, para remover a cor natural das fibras.
- Mercerização: consiste num tratamento dos artigos de algodão numa solução de soda cáustica, relativamente concentrada, sob tensão, a frio, que promove um aumento de brilho, resistência à tração e melhoria da absorção de corantes. A soda cáustica é recuperada.
- Texturização: etapa pela qual passam os fios sintéticos até adquirirem a elasticidade necessária para a malharia.
- Malharia: produção de tecidos mediante a utilização de máquinas circulares ou retilíneas.
- Tinturaria: etapa de tingimento dos fios ou tecidos. Os fios são fervidos em rolos ou em bobinas, em soluções de soda cáustica e detergente, lavagem em água corrente e mergulho em soluções corantes.
- Estamparia: processo em que os tecidos recebem a padronagem. É efetuada por meio de rolos gravados ou quadros com corantes e outros pigmentos.
- Lavagem: os tecidos estampados, tingidos e os que se destinam diretamente ao acabamento, são lavados em ensaboadeiras. Os despejos desse processo são altamente concentrados em função dos tecidos conterem gomas, corantes e outros produtos químicos.
- Acabamento: última fase no processamento do tecido, consistindo de aplicação de gomas e resinas. Os despejos, que são oriundos da lavagem das máquinas e pisos, podem conter uréia, formol, trifosfato, amido, estearato, óleos, emulsões e resinas polivinílicas e sais de magnésio.

2.1.2. Efluentes Têxteis

Quase todos os processos (tingimento, engomagem, desengomagem, cozimento, alvejamento, mercerização, acabamento e lavagem) utilizam vários produtos químicos e geram

resíduos líquidos. Segundo Vandevivere (1998), devido ao grau de variedade de fibras, corantes e produtos de acabamento em uso, esses processos geram efluentes de grande complexidade e diversidade química.

Os resíduos químicos encontrados nesses efluentes podem ter sua origem em:

- produtos químicos diversos: ácidos (sulfúrico, clorídrico, fórmico, acético); bases (hidróxido de sódio, hidróxido de potássio, carbonato de sódio, amônia); sais (silicato de sódio, polifosfatos, bórax, fosfato de amônia, cloreto de amônia, magnésio, alumínio, zinco, etc); oxidantes (peróxido de hidrogênio); redutores (hidrossulfito); solventes orgânicos (tetracloroetileno, metanol, etanol); produtos orgânicos diversos (formaldeído, uréia).

- produtos de acabamento: produtos de hidrofóbicos (ceras, parafinas, silicones), produtos oleofobos (polímeros fluorocarbonados), antiespuma (álcoois superiores, silicones), de ignifugação (protege contra incêndios- sais minerais, derivados halogenados, derivados de fósforo e halogênio, derivados de azoto e fósforo), biocidas, antiestáticos.

- espessantes: impedem a migração dos corantes para as partes não estampadas ou para as partes estampadas com outra cor. Os principais são: amido, amidos degradados, éteres de amido, éteres de celulose, gomas vegetais e seus derivados, alginatos, sintéticos, de emulsão, espumas.

- tensoativos: sabões, detergentes, dispersantes, emulsionadores e igualizadores.

Alguns produtos utilizados na indústria têxtil podem ser considerados muito tóxicos (por exemplo: resinas e solventes) e algumas espécies químicas estão sempre presentes na composição dos efluentes, entre eles destacam-se os corantes, surfactantes e gomas.

2.1.3. Corantes

Corantes são moléculas orgânicas altamente estruturadas e de difícil degradação biológica (Lin & Lin, 1993).

Até meados do século XIX apenas eram utilizados corantes naturais, cujo nome estava relacionado com a planta (ou animal) de onde eram extraídos (Araújo & Castro, 1987).

Os corantes utilizados na indústria têxtil vão depender do tipo de fibra têxtil, para cada grupo de fibras existem grupos de corantes. Segundo Araújo & Castro (1987), quanto às propriedades tintoriais, as fibras têxteis classificam-se em proteínicas (lã, seda, nylon, etc), celulósicas (algodão, viscose, modal, etc) e hidrófobas (acetatos de celulose, poliamidas, poliéster e acrílicas).

Corantes reativos são utilizados para fibras proteínicas e celulósicas. São corantes que reagem com a fibra, formando uma ligação covalente (Trotman, 1984). São muito utilizados na indústria têxtil, mas devido à boa solubilidade em água e pequena biodegradabilidade, sua eliminação é difícil, tanto pelos processos físico-químicos como biológicos (Karcher *et al*, 1999).

Corantes ácidos são utilizados para fibras proteínicas, são corantes aniônicos solúveis na água, que apresentam em suas moléculas um ou mais grupos de ácido sulfônico ou outros grupos de ácidos. Contribuem para o pH ácido do efluente com valores entre 3,5 e 6,0 (Bittercourt, 1992; Lin & Chen, 1997).

Azo-pigmentos são empregados em fibras celulósicas; apresentam em sua composição o grupo azo (-N=N-), que se unem aos grupos benzeno e naftaleno (Brown, 1993).

Corantes básicos ou catiônicos possuem cores brilhantes e são empregados basicamente para fibras sintéticas como acrílico, seda e lã, e em menor quantidade em fibras naturais como algodão. São corantes solúveis e contribuem com a alcalinização das estações de tratamento (Sanin, 1996).

Corantes dispersos são utilizados para fibras hidrófobas, são, portanto insolúveis em água, formando uma dispersão aquosa, e são solúveis nas matérias orgânicas hidrófobas (Araújo & Castro, 1987).

Corantes ao enxofre são derivados de ácido tiosulfônico, empregado geralmente para a obtenção da cor preta, e em fibras celulósicas. Produzem odor desagradável ao efluente, além de dificultarem na remoção final da cor do mesmo.

Corantes diretos usados para fibras celulósicas; são conhecidos como corantes substantivos. São aplicados em banhos neutros ou ligeiramente alcalinos, próximo da ebulição, nos quais foi adicionado cloreto de sódio ou sulfato (Sanin, 1997).

2.1.3.1. Toxicidade dos corantes

O efluente final têxtil é caracterizado pela concentração de substâncias orgânicas e altas concentrações de pigmentos (Chang *et al*, 1994).

Além do aspecto da coloração, segundo Sanin (1996), as águas residuais têxteis apresentam vários outros produtos, como citados anteriormente, tornando impossível a determinação química de cada um individualmente, sendo mais frequentemente utilizados parâmetros globais de análise para substâncias orgânicas (COT, DBO, DQO). Mas, como reporta Brandão (1998), os valores destes parâmetros diferem muito de uma instalação industrial para outra, tendo apenas o objetivo de apresentar a ordem de grandeza das características do efluente total.

As cargas poluidoras dos efluentes têxteis podem ser avaliadas em termos de kg de DBO ou kg de sólidos totais por tonelada de produto processado. Em termos de DBO, as maiores cargas vem da etapa de desengomagem, quanto aos sólidos, as maiores cargas são da etapa de tingimento (Martins, 1997).

Segundo Bishop (1996), cerca de 100.000 toneladas de corantes por ano, são lançados no meio ambiente, através dos efluentes resultantes das estações de tratamento.

Os corantes destacam-se como sendo os elementos que mais contribuem para as altas cargas poluidoras nos despejos têxteis.

Muitos pigmentos sintéticos, por exemplo, são azo-pigmentos, resistentes a degradação microbiana sob as condições normais encontradas em tratamentos de águas residuais (Kirby, 1995). Segundo Meyer (1992) e Harmer & Bishop (1992), esses corantes apresentam grau de difícil remoção no tratamento de efluente, onde a degradação biológica deve ser feita em duas etapas: anaeróbia, para a quebra da ligação azo e aeróbia para decomposição de compostos tóxicos e carcinogênicos (aminas aromáticas).

Bassani (1999) avaliou o desempenho de um Reator tipo RALFT (Reator Aeróbico de Leito Fluidizado Trifásico), para a redução da toxicidade aguda de um efluente têxtil sintético, em peixes da espécie *Poecilia reticulata*, chegando a conclusão de que o reator (nas condições de operação estabelecidas), possui uma capacidade muito reduzida para remover toxicidade.

Corantes sintéticos são em sua maioria xenobióticos, ou seja, os sistemas naturais de microorganismos em rios e lagos não contêm enzimas específicas para degradação deste tipo de

composto sob condições aeróbias; já sob condições anaeróbias, a degradação do corante se processa de forma muito lenta (Mishra & Tripathy, 1993).

Segundo Guaratini & Zanoni (2000), devido a sua própria natureza, os corantes são altamente detectáveis a olho nu, sendo visíveis em alguns casos mesmo em concentrações tão baixas quanto 1 ppm (1 mg/L), que quando lançadas em efluentes aquáticos pode causar uma acentuada mudança de coloração dos rios, sendo facilmente detectada pelo público e autoridades que controlam os assuntos ambientais. Entretanto, a níveis não detectáveis, em escala espectrofotométrica, o problema é mais sério e envolve acumulação, biodisponibilidade, etc.

Segundo Sanin (1997), muitos corantes possuem metais em sua composição (por exemplo: metalíferos, ao enxofre, diretos com sais de cobre), que são solúveis e são adsorvidos pelo lodo ativado, criando na prática problemas posteriores na deposição.

Gros (1979) ressalta que os corantes com metais são de famílias de elevada toxicidade, podendo ser substituídos por água oxigenada ou iodato de potássio. Quanto aos corantes que necessitam emprego de sais de cobre, estes podem ser substituídos por outros menos tóxicos, ou, se não for possível a substituição, tomar o cuidado de se fazer um tratamento dos resíduos de cobre no efluente concentrado, por precipitação com cal, em presença de sulfeto de sódio e filtração dos lodos.

Segundo Martins (1997), alguns corantes ao enxofre possuem dicromato de potássio como oxidante, gerando cromo hexavalente no despejo, que é solúvel em água e muito tóxico.

Chhaya *et al* (1997), estudaram a influencia de corantes têxteis sobre enzimas ATPase em fígado, cérebro e músculo do peixe *Periophthalmus dips* (blênio), que serve de alimento para pescadores. Segundo este estudo, os corantes são conhecidos por serem potentes inibidores de várias enzimas, inclusive de ATPases ligadas as membranas. Essa inibição é causada pela presença de metais pesados e/ou compostos orgânicos, que alteram a configuração da membrana celular.

Segundo Martins (1997) os corantes, na ordem do mais poluente aos menos poluente, levando em conta a DQO, são: ao enxofre, os reativos e os diretos.

2.1.4. Surfactantes

As moléculas de surfactantes possuem duas regiões distintas sendo uma delas apolar e outra polar ou iônica. Podem ser neutros ou iônicos, sendo que os iônicos podem ser catiônicos ou aniônicos ou, ainda, anfóteros quando ambas as cargas estão presentes no surfactante. A tensão superficial da água é diminuída pela adição de surfactante, pois eles agem como agentes tensoativos de superfície, causando alterações significativas nas propriedades superficiais (Swicher, 1987).

Segundo Araújo & Castro (1987), os surfactantes são essenciais nos processamentos têxteis devido suas propriedades de umectação, emulsificação, detergência, solubilização e propriedades dispersantes.

Uma das características comum a todos os surfactantes é a capacidade de formar agregados em solução aquosa a partir de uma determinada concentração. Estes agregados são denominados micelas. A principal razão que leva os monômeros de surfactantes a se associarem sob forma de micelas é a diminuição da área de contato entre as cadeias hidrocarbônicas do surfactante e a água.

Os problemas causados pelos surfactantes são decorrentes da geração de grandes quantidades de espumas derivadas de materiais protéicos, que são agentes espumantes, dificultando a sua biodegradação, que quando não é total, pode atingir os mananciais hídricos. Em concentrações em torno de 1 a 100 ppm de surfactantes, tornam-se tóxicas para organismos aquáticos. A degradação primária dos surfactantes é importante, para a diminuição da surfactância e redução da toxicidade, sendo que a sua completa mineralização vai garantir que intermediários persistentes não se formem (Baker, 1994).

2.1.5. Resinas

Algumas resinas contêm monômeros voláteis a alta temperatura, como isocianetos encontrados em resinas utilizadas no processo têxtil e que podem causar toxicidade aguda. Os efeitos desta toxicidade aparecem na forma de irritação dos olhos e do trato respiratório; bronquite química e broncopneumonia também podem ocorrer (Wypych, 1988).

Segundo Jaakkola *et al* (1994) o teor de formaldeído livre sobre o tecido depende do tipo de resina e sua concentração, do tipo de catalisador e das condições de condensação. Quando em grandes quantidades causa cheiro desagradável na sala de confecções e provoca irritação nasal; seu efeito cancerígeno ainda não está confirmado.

2.1.6. AOX (Adsorbable Organic Halogens)

Halogêneos orgânicos compreendem um grupo de diversos compostos químicos, que podem ser altamente tóxicos, como as dioxinas; se aplica genericamente aos derivados policlorados das dibenzodioxinas (PCDD) e, em particular, ao tetracloro-dibenzodioxina (TCDD) que é um dos contaminantes mais tóxicos e teratogênicos que se conhece, ou a produtos inofensivos, como os cloretos de metila. Seu impacto no meio ambiente vai depender de diversos fatores, principalmente persistência, toxicidade e tendência a bioacumulação nos organismos (Archibald *et al*, 1998).

Estudos sobre a toxicidade e potencial de bioconcentração de AOX, formado pelo uso de hipoclorito de sódio, no processamento de alvejamento e lavagem, foram feitos por Ong *et al* (1996), que determinou a presença de contaminantes bioconcentráveis em sistemas de tratamento por lodo ativado. Os compostos orgânicos encontrados neste sistema de tratamento foram: compostos alifáticos saturados e insaturados, compostos aromáticos e fenólicos.

2.1.7. Solventes

Os solventes de corantes mais utilizados na indústria têxtil são o percloroetileno e o metanol.

Segundo Jaakkola *et al* (1994), alguns solventes podem ser considerados carcinogênicos, além de poderem causar dores de cabeça, febre, mal estar, exaustão mental, etc., e toxicidade crônica, como leucopenia. Os solventes também podem ser biotransformados em produtos que geralmente não identificados, dificultando o estudo de seus efeitos toxicológicos.

2.1.8. Gomas

Segundo dados da EPA (1978), os processos de engomagem e desengomagem, apresentam os maiores níveis de DBO (em mg/l) nos despejos têxteis (engomagem 620-2500 mg/l; desengomagem 200-5200 mg/l), representando uma das maiores cargas mg/l

De acordo com Schlüter (1994), citado por Brandão (1998), as gomas são obtidas a partir de produtos naturais ou sintéticos. As naturais são obtidas de amidos de milho, batata e mandioca, podendo ser modificadas para se tornarem solúveis em água, como amido hidroxipropílico, fosfático e carboximetílico, facilitando sua biodegradação. As gomas sintéticas são produzidas à base de álcool polivinílico (PVA), poliacrilato, poliéster disperso em água, copolímero de vinil acetato, carboximetilcelulose e galatomanano.

O processo de engomagem é necessário para que os fios suportem melhor o processo da transformação do tecido, que é um processo mecânico desgastante para os fios (esticamento, fricção, tensão e abrasão), formando uma manta protetora em torno destes.

Ainda segundo Schlüter (1994) as gomas sintéticas apresentam a desvantagem, em relação as naturais, de não serem biodegradáveis em estações de tratamento, necessitando de longos períodos para sua biodegradação completa.

Segundo Brandão (1998), quando o tecido está pronto, a goma perde sua função tornando-se necessário a remoção desta através do processo de lavagem e, quando são gomas naturais não modificadas, há necessidade do uso de ácidos e/ou enzimas para sua solubilização em água.

2.2. Tecnologias de Tratamento

O desenvolvimento de tecnologias adequadas ao tratamento de efluentes tem sido objeto de grande interesse nos últimos tempos, devido ao aumento da conscientização e rigidez das regras ambientais.

Com o aumento do conhecimento dos contaminantes encontrados na água e da necessidade de tratamentos avançados, torna-se possível estabelecer limites de descarga de efluentes contendo certos compostos.

Pedidos de licença de descarga de um determinado efluente podem obrigar à remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica, nutrientes e substâncias tóxicas específicas em níveis que não é possível conseguir com tratamentos primários e secundários convencionais. Os pobres

recursos hídricos disponíveis em alguns lugares, criaram a necessidade de reutilizar águas residuais tratadas, tornando os limites para a presença de certos compostos mais acirrados.

Guaratini & Zanoni (2000) fizeram um resumo das principais técnicas disponíveis na literatura para descoloração das águas de rejeito. Estas envolvem processos de adsorção, precipitação, degradação química, eletroquímica e fotoquímica, biodegradação entre outros.

2.2.1. Adsorção

A adsorção é geralmente usada na remoção de compostos orgânicos refratários, presentes em muitos efluentes industriais, e cuja remoção se torna difícil ou impossível por processos de tratamentos biológicos convencionais. É também comum utilizar-se a adsorção para tratamento de efluentes com metais pesados, sendo um processo bastante eficiente na sua remoção. O adsorvente mais comum em processos de tratamento de efluentes é o carvão ativado.

A capacidade de adsorção traduz a eficiência do carvão na remoção de determinados contaminantes, como por exemplo, DQO, pigmentos diversos, fenol, etc., das águas residuais. Dependendo das características do efluente, um tipo de carvão pode ter uma performance superior ao outro, desde que a sua capacidade de adsorção seja maior nas concentrações de equilíbrio do efluente (Frutuoso *et al*, 1996).

2.2.2. Precipitação

O método mais comum na remoção de metais pesados e na remoção de fósforo é a precipitação. Os metais pesados precipitam sob a forma de hidróxidos pela adição de uma solução caustica até um nível de pH correspondente à solubilidade mínima. Para remover metais pesados, é geralmente necessário pré-tratar o efluente de modo a eliminar substâncias que podem interferir com a precipitação dos metais pesados, porque estes não são os únicos contaminantes das águas residuais a tratar (Frutuoso *et al*, 1996).

2.2.3. Degradação química

As técnicas de tratamento utilizando-se degradação química, baseiam-se principalmente na reação oxidativa pelo cloro ou ozônio (Reed *et al*, 1998; Matsumoto *et al*, 1996). As técnicas de destruição baseadas no uso de ozônio têm-se mostrado mais efetivas do que aquelas com cloro, que são insatisfatórias para alguns tipos de corantes (dispersos e diretos), além de apresentarem a vantagem adicional de não produzir ions inorgânicos, como no tratamento com cloro. Moran (1998), diz que a oxidação pode ser aplicada como tratamento terciário, particularmente para remoção de cor. Em geral, os agentes oxidantes incluem ozônio, hidrogênio e reagente de Fenton.

Segundo Lopez *et al* (1999) nos últimos anos a ozonização tem sido empregada como um tratamento de oxidação química, potencialmente eficaz no aumento da biotratabilidade de efluentes têxteis caracterizados pelo alto conteúdo de compostos tóxicos e não-biodegradáveis.

Hassemer (2000), demonstrou através de estudos pilotos desenvolvidos em laboratório, a eficiência do tratamento através da floculação em meio granular expandido, com efluente pré-ozonizado, não-ozonizado (bruto) e tratado biologicamente (leito fluidizado e aeróbico).

2.2.4. Outras reações químicas

Outras reações químicas como **hidrólise, fotólise, ionização, vaporização e absorção físico-química**, podem ocorrer no meio ambiente, levando a degradação de compostos. Por exemplo, o uso de métodos de degradação baseados em reações fotoquímicos tem se mostrado importante como etapa primária na degradação de alguns corantes, segundo Guaratini & Zaroni (2000), uma vez que os corantes sintéticos apresentam a princípio alta estabilidade quando submetidos à luz visível ou ultravioleta.

2.2.5. Coagulação e floculação

O processo físico-químico de decantação e floculação tem por objetivo aumentar a eficiência da sedimentação ao meio líquido (Sobestiansky *et al*, 1998).

As águas residuais normalmente possuem cor, turbidez e sólidos suspensos que são necessários remover. Estes dois processos químicos têm como resultado a aglomeração dos sólidos suspensos e das partículas coloidais, criando novas partículas de maiores dimensões. Estes flocos de maior dimensão são retirados através de um processo subsequente. As suspensões coloidais das águas residuais consistem em partículas com uma carga elétrica, geralmente negativa. Esta característica dificulta a sua colisão, assim como a sua aglomeração. A adição de certos reagentes às suspensões coloidais irá promover os processos de desestabilização e agregação, conduzindo à formação de flocos de dimensões consideráveis, permitindo assim a sua remoção por sedimentação ou filtração (Frutuoso *et al*, 1996).

O uso da técnica de coagulação/floculação usando polieletrólitos e/ou floculantes inorgânicos (sais de ferro e alumínio) apresenta grau variável de sucesso como tratamento terciário para a remoção da cor do efluente têxtil (Reed *et al*, 1998; Sapari, 1996).

Os **coagulantes** mais comuns no tratamento de águas residuais são os sais trivalentes de Ferro ou Alumínio. Estes sais criam grandes flocos, o que os torna adequados e muito utilizados nas operações de coagulação-floculação. Polímeros orgânicos, como as poliacrilamidas, são vulgarmente utilizados como **floculantes**, dos sais metálicos para melhorar a formação de flocos (Frutuoso *et al*, 1996).

2.2.6. Biodegradação

A biodegradação é definida como a decomposição que um composto químico pode sofrer pela ação biológica de organismos vivos, sendo um dos mecanismos mais importantes de degradação de compostos no meio ambiente. Segundo Bahorsky (1998), trabalhos recentes têm revelado a existência de organismos capazes de descolorir uma ampla classe de corantes, entre eles alguns tipos de fungos e bactérias foram testados por suas habilidades de remoção de tintas.

Segundo Tünay (1996), a estrutura dos corantes não muda em tratamentos biológicos e sua remoção é atribuída à floculação e a adsorção.

Métodos de biodegradação têm-se demonstrado como uma área promissora no tratamento de efluentes têxteis.

A maior parte dos compostos orgânicos presentes numa água residual é removida por processos biológicos. A remoção de matéria orgânica por degradação biológica acarreta um

crescimento microbiano e um consumo de oxigênio. No entanto, apesar da presença de matéria orgânica e de oxigênio, há outros fatores limitantes para os resultados dos tratamentos biológicos.

A digestão biológica envolve a degradação aeróbia ou anaeróbia de substâncias orgânicas por microorganismos. Este processo é usado para tratamento de esgotos, mas também pode ser empregado para reduzir a matéria orgânica do efluente têxtil. Geralmente, este processo remove componentes biodegradáveis do efluente, como carboidratos, entretanto, os compostos xenobióticos mais complexos permanecem (Moran, 1998).

2.2.6.1. Sistema de lamas ativadas

Existem vários sistemas de aplicação da degradação biológica para o tratamento de águas residuais. O mais comum é o sistema de lamas ativadas. O sistema de lamas ativadas tem como princípio de funcionamento a degradação de matéria orgânica e a sua transformação numa suspensão floculenta que sedimenta facilmente, permitindo o uso de processos gravitacionais para a sua remoção (Frutuoso *et al*, 1996).

Este sistema consiste em duas fases diferentes. A primeira, um reator bem agitado e arejado onde se dá a reação microbiana, sendo consumida a matéria orgânica. Na segunda, ocorre a sedimentação das lamas, formadas por flocos de matéria orgânica e microorganismos, sendo uma porção destas reintroduzida no processo. Esta reciclagem tem como finalidade a manutenção de uma elevada carga microbiana no reator (Frutuoso *et al*, 1996).

2.2.6.2. Lagoas de estabilização

Segundo Sobestiansky *et al* (1998), sob o ponto de vista de tratamento, a melhor classificação para as lagoas de estabilização são: lagoas anaeróbicas, lagoas facultativas, lagoas aeróbias (aeração natural) e lagoas aeradas (aeração mecânica).

Nas lagoas anaeróbias, não há oxigênio livre na massa líquida, de maneira que os organismos que nela vivem utilizam-se do oxigênio combinado disponível da matéria orgânica. Seu objetivo é a destruição e estabilização da matéria orgânica, podendo ser utilizado como unidade sedimentadora para a redução da carga orgânica. Requerem menor área superficial e maior profundidade para promover a anaerobiose.

As lagoas facultativas possuem uma região aeróbia superficial onde ocorre fotossíntese e suprimento de oxigênio pelas algas, uma zona facultativa na porção central e uma região de anaerobiose no fundo da camada sedimentada (lodo). No interior das águas de uma lagoa, estabelece-se um círculo vicioso em que as algas sintetizam a matéria orgânica e liberam o oxigênio ao meio ambiente e as bactérias utilizam esse oxigênio para seu processo respiratório, liberando como subproduto o gás carbônico necessário à fotossíntese. As lagoas facultativas possuem vantagens sobre as lagoas aeróbias uma vez que na zona anaeróbia é removida uma quantidade adicional de carbono por meio da formação de metano.

A lagoa aerada mecanicamente é um sistema de tratamento biológico onde a oxigenação é induzida diretamente da superfície por agitação mecânica. O sistema aeróbio é assim designado quando aplicado a uma determinada potência no aerador, criando uma alta turbulência que mantém todos os sólidos em suspensão. A aeração mecânica é análoga ao processo de lodos ativos, porém, sem retorno do lodo. Nas lagoas facultativas, o nível de turbulência não é suficiente para manter todos os sólidos em suspensão.

De acordo com Frutuoso *et al* (1996) esse sistema de arejamento fornece o oxigênio suficiente para os microorganismos degradarem os compostos orgânicos. A importância do arejamento não se restringe apenas ao fato de se fornecer oxigênio à degradação biológica da matéria orgânica. A adição de oxigênio é também importante como meio de remoção de alguns poluentes, como ferro, magnésio e dióxido de carbono, assim como na oxidação química, eliminando compostos orgânicos que resistam aos processos biológicos. Serve também como meio de repor os níveis de oxigênio na água antes de ser rejeitada para o meio receptor. O equipamento de arejamento usual consiste em unidades de difusão de ar, em sistemas de turbinas de arejamento em que o ar é libertado abaixo das pás rotativas, e arejamento de superfície, no qual a transferência de oxigênio é garantida pela alta turbulência de superfície.

2.2.7. Equalização

Esta operação tem como objetivo minimizar ou controlar flutuações no caudal e nas concentrações do efluente de modo a que atinjam as condições ótimas para os processos de tratamento subsequentes, melhorando a eficiência dos tratamentos primários, secundários e terciários. A equalização é geralmente obtida através do armazenamento das águas residuais num

tanque de grandes dimensões, a partir do qual o efluente é bombeado para a linha de tratamento (Frutuoso *et al*, 1996).

Segundo Frutuoso *et al* (1996), com a equalização é possível:

- Ter um melhor controle das condições de tratamento, por exemplo, ao evitar sobrecargas no sistema ou ao providenciar menores variações nas quantidades de reagentes adicionados a alguns processos.
- Evitar variações na carga orgânica que podem afetar a atividade microbiológica, limitando-a ou inibindo-a, quando em excesso.
- Permitir, por exemplo, a minimização das flutuações na quantidade de neutralizantes necessária ou aproximação das condições ótimas de pH para os tratamentos químicos ou biológicos.
- Evitar elevadas concentrações de substâncias tóxicas no sistema, assim como a redução da sua concentração, ajuda a minimizar o impacto dessas substâncias nos sistemas biológicos.

Moran (1998), ressalta que o problema com a maioria dos tratamentos é que eles requerem programas de investimento de longo prazo e custo elevado.

Guaratini & Zanoni (2000), salientam a importância da adequação dos métodos de tratamento escolhidos, sendo muito mais efetivo, mais fácil e mais barato se realizados na estação de tratamento da indústria, antes de atingir os mananciais.

2.3. Testes de Toxicidade

Existe uma crescente preocupação mundial com a contaminação do meio ambiente, principalmente agravada pelo desenvolvimento da indústria, da agricultura e da zootecnia e da conseqüente difusão de muitas substâncias nocivas no ambiente, entre eles numerosos xenobióticos.

Substâncias xenobióticas são produtos sintéticos que não são utilizáveis nos ciclos biogeoquímicos nem no metabolismo dos seres vivos, podendo ser objeto de transformações por parte dos mecanismos metabólicos de biotransformações.

A toxicidade de muitos xenobióticos está mediada pela formação de radicais livres de oxigênio. Estes xenobióticos são reduzidos por um elétron produzindo espécies químicas que reagem com o oxigênio molecular, dando lugar a radicais ânions superóxido e regenera a molécula original. Deste modo, se cria um ciclo redox, que implica em um grande consumo de

oxigênio e de equivalentes redox, principalmente em formas de NADPH. Os radicais livres produzidos durante este ciclo redox, assim como as espécies reativas derivadas dele, seriam os responsáveis pelo dano celular causados pelos ditos xenobióticos (Martínez-Cayuela, 1998).

Segundo Herkovits *et al* (2000), existem mais de um milhão de substâncias químicas registradas como compostos xenobióticos que se distribuem no meio ambiente, podendo afetar algumas populações, comunidades ou o ecossistema em seu conjunto. Conforme a seriedade dos efeitos gerados por uma situação específica de contaminação, estes podem ser considerados como adversos e as substâncias envolvidas como perigosos, oferecendo riscos para o ecossistema e para a saúde humana.

Os ecossistemas aquáticos são um dos mais susceptíveis à poluição, pois recebem diretamente agentes químicos provenientes de despejos industriais e domésticos, ou indiretamente, por águas de chuva ou aqueles carregados pelo escoamento superficial dos solos (Zagatto, 1999).

Segundo Arana (1997) denomina-se contaminação (do latim *contaminare*), o conjunto dos fenômenos correspondentes à degradação ambiental, que significa misturar, infectar, sujar, manchar. Já a palavra poluição deriva do latim *pollure* que também significa manchar, sujar. É importante distinguir-se entre os conceitos de poluição e contaminação aquática, que muitas vezes são confundidos.

Contaminação refere-se à simples transmissão, pela água, de elementos, compostos ou microorganismos que possam prejudicar a saúde do homem ou de animais que a bebem. A água desempenha, neste caso, o papel de veículo do agente contaminante e não do ambiente ecológico alterado.

A poluição caracteriza-se por seus efeitos ecológicos, que acarretam transformações no meio ambiente de forma tal que este se torna impróprio para o desenvolvimento normal das populações aquáticas.

A poluição ambiental, que muitas vezes chega praticamente a exterminar a vida de muitos ecossistemas, necessariamente afeta o ser humano, que também faz parte do ecossistema como um todo. Portanto, com o objetivo de se proteger as pessoas, em qualquer situação que implique um risco de intoxicação por contaminação ambiental, estabeleceram-se limites que são mais ou menos de uma ordem de magnitude mais exigente que o considerado como aceitável para as demais espécies do ecossistema.

Uma substância é considerada tóxica quando é capaz de produzir uma resposta adversa num sistema biológico, danificando sua estrutura ou função, ou produzindo sua morte. Uma resposta adversa pode ser definida em termos de uma medida que está fora da faixa normal para organismos saudáveis. De acordo com Zagatto (1999), toxicidade é uma propriedade inerente de uma substância e se refere ao seu potencial em ter um efeito danoso sobre um organismo vivo. É função da concentração do agente químico e da duração da exposição.

Estudos ecotoxicológicos incluem aspectos que vão desde a necessidade de se quantificar a emissão total de determinada substância no meio ambiente, seu modo de distribuição, o prognóstico de sua concentração, sua biodisponibilidade, bioamplificação, etc., que permitem estabelecer os níveis máximos toleráveis compatíveis com a saúde do ecossistema, incluindo o homem, dentro de um contexto de riscos aceitáveis.

Os testes de toxicidade através do uso de técnicas que possam estabelecer com maior precisão, os riscos e impactos dessas substâncias no meio ambiente são essenciais para o estudo e controle da poluição. Segundo Matias (2000) eles permitem avaliar o nível de risco que o produto testado apresenta ao homem e ao meio ambiente.

Os testes de toxicidade podem utilizar organismos vivos que são diretamente afetados pelos desequilíbrios que eventualmente ocorram nos ecossistemas aquáticos onde vivem (Zagatto, 1999).

Existem substâncias que mesmo em quantidades muito baixas, exercem efeitos tóxicos importantes para o organismo como um todo; outras podem ter efeitos seletivos sobre alguma população ou função celular, nem sempre facilmente detectáveis. Os efeitos de substâncias em concentrações subtóxicas, podem ser também muito importantes, como na regulação ou capacidade de resposta de um organismo frente a situações de estresse.

Atualmente existe uma tendência crescente para se investigar o efeito da contaminação de substâncias sobre vários organismos (desde os testes denominados micro até os macrocosmos), já que se tem comprovado, segundo Herkovits (1995), que a inter-relação entre as espécies que compartilham um determinado habitat, pode ser de fundamental importância para predizer os efeitos potenciais de uma determinada substância química na natureza.

Testes com bioensaios são úteis também para se avaliar o risco oferecido para misturas de substâncias nas águas, solos e sedimentos contaminados, já que os organismos não respondem a cada substância de forma isolada, ocorrendo fenômenos de antagonismo e sinergismo, com

incidência significativa de variáveis como pH, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, etc., que podem modificar substancialmente o efeito esperado de determinada substância no meio ambiente (Matias, 2000; Ince & Erdogan, 1998; Lange *et al*, 1996).

Sempre que possível deve-se procurar utilizar pelo menos três espécies de organismos representantes de níveis tróficos diferentes, como microcrustáceos, peixes e algas (CETESB, 1988).

Além disso, os testes empregados devem estar padronizados, de modo a poder-se discernir entre os efeitos devidos as variáveis, como as citadas acima, e os efeitos tóxicos devidos às substâncias químicas eventualmente presentes na amostra estudada (Herkimer *et al*, 1998).

Alguns testes de toxicidade encontram-se padronizados a nível nacional e internacional por associações ou organizações de normalização, como Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Association Française de Normalisation (AFNOR), American Society for Testing and Materials (ASTM), American Water Works Association (AWWA), Deutsches Institut für Normung (DIN) e International Organization for Standardization (ISO).

2.3.1. Variáveis que podem afetar os testes de toxicidade

Algumas variáveis físico-químicas, como as citadas anteriormente, podem ter maior efeito sobre a toxicidade de uma substância no ambiente aquático, enquanto que outras produzem efeitos mais modestos do que o esperado. Portanto, deve-se observar a interferência que essas variáveis possam causar na confiabilidade dos testes de toxicidade.

Organismos – um aspecto fundamental no manejo adequado dos testes de toxicidade com organismos, é a utilização de espécies nativas, já que estas são mais bem adaptadas as condições particulares (regionais) de cada habitat (Herkovits, 1995). Segundo Zagatto (1999), os critérios para a seleção dos organismos para os testes de toxicidade são as seguintes:

- Localização dentro da estrutura e funcionamento das biocenoses;
- Distribuição das espécies;
- Conhecimento da biologia, hábitos nutricionais e fisiologia;
- Estabilidade genética e uniformidade das populações;
- Manutenção e cultivo em laboratório;

- Disponibilidade ao longo do ano;
- Sensibilidade constante;
- Tipo de teste

Nutrição – em geral, dietas com altos valores protéicos resultam em uma tolerância maior dos peixes a algumas substâncias tóxicas, pois apresentam mais antioxidantes em sua composição, como algumas vitaminas; portanto, o status nutricional de um organismo poderia ser um dos fatores confundentes na sua susceptibilidade aos poluentes.

Temperatura – é um fator abiótico que poderia ser esperado ter maior influência na toxicidade de uma substância para peixes e outros peilotérmicos. Segundo Arana (1997), os efeitos biológicos das variações de temperatura são complexos, por se encontrarem em dependência com outras numerosas variáveis, que afetam desde pouco até muito a reprodução, crescimento e sobrevivência do organismo. Algumas pesquisas subletais em invertebrados indicam pequeno efeito da temperatura sobre a sensibilidade do organismo dentro da faixa biocinética. Entretanto a temperatura algumas vezes tem um efeito químico maior sobre os tóxicos, por exemplo, a mudança de 0 para 30°C pode aumentar a proporção da toxicidade de amônia não-ionizada para um fator 9 (Sprague, 1990).

Oxigênio dissolvido (OD) – também tem um modesto efeito sobre a toxicidade. Algumas investigações têm mostrado aumento na letalidade com o declínio do oxigênio abaixo do nível de saturação, mas somente para fatores de 1.5-2 mg/l, declinando o oxigênio dissolvido para menos de 30% de saturação. Segundo Arana (1997) quando os níveis de oxigênio dissolvido encontram-se muito baixo em tanques de cultivo, os organismos podem estressar-se e morrer.

Concentração do íon-hidrogênio (pH) – Segundo Campbell & Stokes (1985), o pH tem profunda influência química sobre os tóxicos que ioniza. Para algumas substâncias, a forma não-ionizada aumenta a toxicidade porque estas se difundem mais facilmente através das membranas. Um desses exemplos é a amônia. A forma não-ionizada (NH₃) é somente a fração de 1% da amônia total no pH 7, mas aumenta para 35-45% do total em pH 9, por aumento da temperatura. Para metais, a forma ionizada é geralmente a mais tóxica. Em pH alto, zinco e muitos outros

metais, formam uma variedade de carbonatos e hidróxidos complexos que tem pequena ou nenhuma toxicidade. Mudanças na toxicidade de metais devido ao pH estão interligadas com modificações da dureza da água. Para outras categorias de substâncias tóxicas, o efeito do pH pode ser grande, pequeno ou ausente, mas permanece como sendo um dos maiores fatores abióticos que modificam a toxicidade.

Dureza – a dureza da água-doce refere-se às concentrações de cálcio e magnésio. Em geral, dureza, alcalinidade (concentração de carbonatos e alguns outros ânions) e pH aumentam ou decrescem juntos. A maioria dos poluentes não muda grandemente sua toxicidade entre águas leves e duras, mas a maioria dos metais tem menor toxicidade em águas duras (Sprague, 1990).

Condutividade – segundo Frello (1998), a condutividade é usada (em laboratório) para se estabelecer o grau de mineralização e o efeito da concentração de íons em equilíbrio químico, efeito fisiológico em plantas ou animais, taxas de corrosão, etc. Pequenas quantidades de soluções de ácidos inorgânicos, sais e bases dissolvidas na água, provocam um aumento na sua condutividade, já que a água possui um potencial de ionização baixo. Soluções formadas por compostos orgânicos, que são maus condutores de corrente elétrica, apresentam baixa condutividade.

Salinidade – a salinidade tem efeitos em situações especiais. Espécies eurialinas são geralmente mais tolerantes a uma substância tóxica em seu ponto isotônico, presumidamente porque problemas osmóticos são diminuídos e o animal é fisiologicamente mais efetivo. Animais marinhos geralmente tem mais sensibilidade aos poluentes em baixa salinidade (Sprague, 1990).

Matéria orgânica – pode ligar-se ou adsorver poluentes e detoxificá-los. Em princípio, isso poderia ser importante para muitas substâncias, mas a maioria das evidências é para metais, particularmente cobre. A matéria orgânica pode estar dissolvida ou particulada, ou ser constituído de matéria viva como células de algas. Medidas convencionais de metais por espectroscopia de absorção atômica podem gerar erros de interpretação porque elas representam o metal total, tanto os livres e tóxicos ou os ligados e não tóxicos. A maneira usual para solucionar este problema é a microfiltração das amostras para remover a matéria orgânica em suspensão (Sprague, 1990).

2.3.2. Biomonitorização

Os termos biomonitorização e bioindicadores e seus equivalentes (monitoramento biológico e indicadores biológicos) têm tornado-se uma importante parte do vocabulário de ecologistas e outros biólogos aplicados; atualmente eles são mais frequentemente listados como palavras-chaves em publicações que tratam de problemas ambientais (André, 1994).

A biomonitorização consiste no uso de organismos vivos para a identificação qualitativa e quantitativa de fatores de alteração do ambiente, através de características peculiares destes organismos, como crescimento, reprodução, reações enzimáticas, etc (Shugart, 1994).

Os organismos podem ser utilizados com bioindicadores, quando através da sua distribuição é possível identificar padrões de agressão ambiental, ou bioacumuladores, quando se faz a quantificação do poluente no organismo, e esta está relacionada com a concentração no ambiente (Erickson *et al*, 2001).

Os resultados da biomonitorização tornaram-se indispensáveis para que as agências reguladoras da qualidade ambiental como a U.S. Environmental Protection Agency - USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos EUA), possam ter critérios mais precisos para manter a suficiente qualidade das águas, para a proteção, restabelecimento da diversidade e para a integridade da comunidade biológica em ecossistemas aquáticos (Vlaming *et al*, 2000; Herkimer *et al*, 1998).

Detalhes específicos de muitos procedimentos de avaliação encontram-se no "Standard Methods for Examination of Water e Wastewater" (APHA, 1992), contendo extensas sessões sobre métodos biológicos; este manual é particularmente completo para invertebrados. De acordo com Sprague (1990), a ASTM (American Society for Testing and Materials) e a EC (Environment Canada) possuem métodos para testes de toxicidade subaguda ou subcrônica com peixes, daphnídeos e outros invertebrados de água doce e salgada, testes com reprodução de crustáceos marinhos e de água doce, para testes subletais com algas e testes com larvas de moluscos e peixes (alevinos).

Segundo Wang & Smith (2000), embora alguns estudos sobre toxicidade sejam baseados na mortalidade, recente atenção tem sido dada aos efeitos crônicos sobre o crescimento e fecundidade. Por exemplo, em alguns estudos com *Ceriodaphnia*, os organismos são tratados

com o agente químico ou dose de interesse, monitorando o número de jovens produzidos com o passar do tempo (geralmente 7 dias).

Em 1995, a USEPA incorporou em "Guidelines Establishing Test Procedures for the Analysis of Pollutants", os procedimentos de análises para a toxicidade de efluentes totais (WET testing procedures), e adicionou testes padronizados que avaliam diretamente a toxicidade aguda e crônica de efluentes e águas superficiais em vertebrados e invertebrados de água doce, marinho e estuarinos, bem como em plantas (Vlaming *et al*, 2000; Gully *et al*, 2000).

Segundo Lange & Lambert (1995), a biomonitorização é uma ferramenta importante para a avaliação dos impactos das atividades humanas sobre o meio ambiente. No entanto existe a necessidade de se adquirir um maior conhecimento sobre ecologia, termodinâmica, hidráulica, estatística e outras teorias, para que novas técnicas de biomonitorização, mais práticas, precisas e eficientes, sejam desenvolvidas.

Lange *et al* (1996) fazem uma revisão sobre as metodologias disponíveis para a biomonitorização ambiental. Estes autores enfatizam a importância do uso de bioindicadores para a avaliação da saúde do meio ambiente, a fim de aumentar a confiabilidade nas legislações dirigidas à redução dos impactos dos contaminantes no meio ambiente.

2.3.3. Modelos, Índices e Terminologias em Toxicologia Aquática

Vários modelos, índices e terminologias foram propostos e padronizados para a aplicação de biomonitorização em ecossistemas aquáticos.

Para prever processos de bioacumulação, biodegradabilidade e toxicidade aquática pode-se citar o QSAR (structure-activity relationships), relação entre estrutura-atividade, que é uma equação matemática que relaciona as respostas biológicas que um agente químico com a sua estrutura molecular e/ou suas propriedades físico-químicas, podem induzir (Herkimer *et al*, 1998; Lange *et al*, 1996; Walker *et al*, 1994). O BCF (bioconcentration factor), fator de bioconcentração, é usado como um importante parâmetro em avaliações de risco de contaminantes ambientais. O BCF é definido como a razão entre a concentração de um agente químico em um organismo e sua concentração na fase aquosa em condições de equilíbrio (Wolf *et al*, 1992). O coeficiente de partição octanol-água (K_{ow} ou P), é um dos índices que podem ser usados para a bioacumulação de químicos lipofílicos, baseando-se em sua solubilidade no octanol

comparado a sua solubilidade na água, como por exemplo, a concentração de fenóis em membranas biológicas (Müller *et al*, 1999; Echer & Schwarzenbach, 1996). Segundo Ptersen & Preben (1998) existe correlações entre BCF e K_{ow} , principalmente para peixes juvenis e adultos, em estudos que se baseiam em dados de compostos relativamente estáveis como bifenil policlorados, clorobenzenos e cloronaftalenos.

Em testes de toxicidade aguda ou subletais, ou seja, realizados em concentrações ou níveis que não causam morte, que não são diretamente letais (Sprague, 1990), geralmente são utilizados índices que avaliam a letalidade ou outro efeito específico em 50% da população de determinada espécie, que é proporcional a concentração de determinado agente tóxico na água.

CL₅₀ (concentração letal mediana), é a concentração de uma substância capaz de matar metade de um grupo de organismos (Sprague, 1990). Geralmente, testes de toxicidade aguda utilizando peixes como bioindicadores é realizado num período de 24 a 48 horas.

CE₅₀ (concentração efetiva mediana), é a concentração de uma substância capaz de induzir um efeito letal ou não letal (por exemplo, imobilidade do organismo), em metade de um grupo de organismos. O efeito tanto quanto o tempo de exposição pode ser específico, mas geralmente, para microcrustáceos como *Daphnia sp* e *Ceriodaphnia sp*, esse tempo varia de 24 a 48 horas de exposição à substância tóxica. Esse índice pode ser utilizado para medir efeitos específicos como crescimento de algas, redução da atividade fotossintética ou redução da luminosidade de bactérias bioluminescentes, como *Vibrio fischeri* ou *Photobacterium phosphoreum*.

Segundo Sprague (1990), o termo IC₅₀ - concentração de inibição - é usualmente empregada para aquelas reduções na atividade de outros atributos biológicos.

LOEC (menor concentração de efeito observado), são as menores concentrações que causam um efeito adverso estatisticamente significativo em um teste subletal.

NOEC (concentração de efeito não-observado), seria a maior concentração em um teste subletal que não causariam um efeito adverso estatisticamente significativo, em comparação com os controles. Para o ambiente aquático, os NOECs são utilizáveis para testes de toxicidade crônica com espécies representantes de diferentes taxas (peixes, crustáceos, algas e outros organismos aquáticos), onde o nível de risco máximo aceitável é definido como a concentração por meio do qual 95% das espécies em um ecossistema estão protegidas (Gully *et al*, 2000; Roex *et al*, 2000).

2.3.4. Avaliação da Carga Tóxica e Impacto Ambiental

De acordo com EPA (1985) e CETESB (1992) a estimativa da carga tóxica do efluente pode ser feita através da multiplicação da toxicidade do efluente por sua vazão (geralmente dados da vazão média). Os valores numéricos de CE50 e CL50, exprimem uma reação inversa, ou seja, quanto menor esses valores maiores são a toxicidade.

Conhecendo-se esses valores (CE50 e CL50), pode-se transformá-los em Unidades Tóxicas Agudas (UTA). Quanto maior o valor de UTA maior será a toxicidade. A carga tóxica pode ser, portanto, calculada através da UTA multiplicada pela vazão do efluente.

$$UTA = 100 / CE_{50} \text{ ou } CL_{50}$$

$$Carga\ tóxica = UTA \times vazão\ do\ efluente$$

A avaliação do impacto ambiental, de agentes líquidos, é estimada comparando-se as CE50 ou CL50 com a concentração do efluente no corpo receptor (CER). Essa informação é importante para estimar se o corpo receptor sofre impacto ou não, o grau de impacto e se esse nível é aceitável ou não.

$$CER = QE \div QE + Q_{7,10}$$

Onde: QE = vazão do efluente; $Q_{7,10}$ = vazão mínima do rio (média de 7 dias consecutivos com probabilidade de 10 anos de retorno).

Segundo EPA (1985), experimentalmente, quando a CER é menor ou igual a um terço das CE50 ou CL50, praticamente acabam os efeitos tóxicos agudos, não devendo ser observados no corpo receptor.

$$CER \leq \frac{CE_{50} \text{ ou } CL_{50}}{3}$$

Os efluentes podem apresentar variações da magnitude de 10 vezes quanto à sua toxicidade. Portanto, até que seja demonstrado que o efluente mantém um nível de toxicidade constante, o fator dez deve ser considerado em uma estimativa de impacto:

$$CER \leq \frac{CE_{50} \text{ ou } CL_{50}}{10}$$

2.4. Bioindicadores e Biomarcadores

A utilização de bioindicadores e biomarcadores contribui muito para estudos referentes à toxicidade e genotoxicidade de efluentes industriais, principalmente os gerados por papel, celulose e têxtil (Soimasuo *et al*, 1998; Petersen & Preben, 1998).

A quantificação dos riscos biológicos requer uma compreensão global dos múltiplos efeitos biológicos que uma substância pode exercer, como também estabelecer para estes as doses ou concentrações letais (DL_{50} ou CL_{50}), a toxicidade crônica, os potenciais carcinogênicos, neurotóxico, imunotóxico, teratogênico, mutagênico, efeitos sobre a reprodução, endocrinológicos, etc.

2.4.1. Bioindicadores

Bioindicadores são organismos ou comunidades, cujas funções vitais se correlacionam tão estreitamente com determinados fatores ambientais, que podem fornecer informações sobre as condições de um ecossistema, como por exemplo, valor de pH ou a concentração de metais pesados na água. Os processos bioquímicos básicos são os mesmos em muitos organismos e por isso parece ser razoável utilizar organismos como bioindicadores, que reagem mais rapidamente do que o homem, frente a poluentes ambientais (Jeffrey & Madden, 1991; Salanki, 1986)

Muitos organismos são utilizados como bioindicadores, em testes de toxicidade aguda, para avaliar a qualidade do meio onde se encontram. Entre eles podemos citar bactérias bioluminescentes (*Vibrio fischeri*, *Photobacterium phosphoreum*), microcrustáceos (*Daphnia magna*, *Artemia salina*) e peixes (*Poecilia reticulata*, *Brachydanio rerio*), que associados à análise de parâmetros físico-químicos (DBO, DQO, OD, COT, pH, condutividade), tornam-se importantes instrumentos para avaliar-se a qualidade e toxicidade de efluentes gerados pelas indústrias; para o estabelecimento de um critério de qualidade, que determine concentrações permissíveis de poluentes na água e para determinar a eficiência dos tratamentos empregados pelas indústrias.

2.4.1.1. Organismos bioluminescentes

Bioluminescência é definida como a emissão de luz visível por organismos vivos. Muitos tipos de organismos podem emitir luz, entre os quais peixes, algas, lulas e bactérias, sendo que estas últimas são as mais numerosas destas formas de vida que emitem luz.

As proteínas luminescentes (Lux) e seus códigos genéticos têm sido muito estudados. A expressão da luminescência em bactérias Gram-negativas tem sido determinada para coincidir com interações entre células e densidade celular. A densidade celular dependente da regulação genética é usada pela bactéria luminescente para ativar seus genes de emissão de luz, somente quando a concentração de células bacterianas está alta o suficiente (Gray *et al*, 1994).

A utilização de microorganismos bioluminescentes para testes de toxicidade é relativamente simples e rápido, não exigindo a identificação química dos agentes tóxicos. Métodos de avaliação de toxicidade com bioluminescentes incluem o uso de luminescência natural de bactérias marinhas, como o sistema MICROTOX (*Photobacterium phosphoreum*) e o LUMISTOX (*Vibrio fischeri*) e bactérias geneticamente modificadas para produzir bioluminescência, como a inserção de genes lux em *Escherichia coli* e *Photobacterium fluorescence*.

Alguns estudos mostram a utilização destes organismos em testes de toxicidade com efluentes (Baptista *et al*, 2000; Choi *et al*, 2000; Kelly *et al*, 1999), metais pesados (Preston *et al*, 2000; Guzzella & Mingazzini, 1994) e sedimentos (Guzzella, 1998).

2.4.1.1.1. *Vibrio fischeri*

Uma das bactérias mais amplamente estudadas quanto sua luminescência é a *Vibrio fischeri*.

Vibrio fischeri são bactérias marinhas bioluminescentes, anaeróbias facultativas, GRAM negativas. Em geral, muitas bactérias marinhas são Gram-negativas, onde a parede celular, com membrana externa, fornece uma estrutura bem mais adaptada em ambientes aquáticos nutricionalmente diluídos. O lipopolissacarídeo (LPS) da membrana externa dessas bactérias protege contra certas moléculas tóxicas, como ácidos graxos e antibióticos, e pode servir para ligar importantes nutrientes provenientes da água. Enzimas hidrolíticas importantes são retidas no

espaço periplasmático de bactérias Gram-negativas, em vez de serem excretadas e perdidas no ambiente aquático, que seria no caso das Gram-positivas (Pelczar et al, 1996).

Vibrio fischeri pode ser encontrada em pequenas quantidades em oceanos, ou em grandes quantidades em áreas isoladas, ou associadas a órgãos luminosos de lulas.

Quando em pequenas concentrações de células, *Vibrio fischeri* não emite luz, mas em altas densidades celulares estes organismos emitem luz azul-esverdeada (Figura 1).

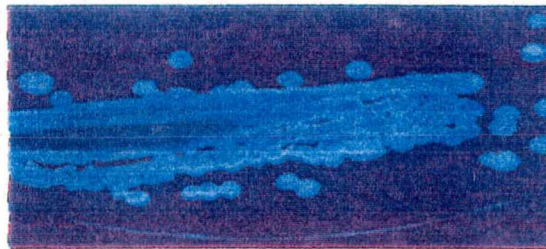


FIGURA 1 - *Vibrio fischeri* (bactérias bioluminescentes)

Fonte: <http://www.sciencenews.org/>

Este processo de controle da emissão de luz, dependente da densidade celular, é ativado por auto-indução genética que envolve a ligação de uma proteína ativadora transcritora com um sinal molecular autoindutor, que é liberado pela bactéria dentro dos arredores de seu ambiente. Nos oceanos, a densidade destes organismos é cerca de 10^2 células por ml, sendo que esta pouca concentração celular não é suficiente para liberar o sinal autoindutor, que não ativará os genes luminescentes. Mas quando estes organismos encontram-se inseridos dentro de um órgão luminoso, de lulas por exemplo, a concentração celular é cerca de 10^{10} células por mL; esta alta concentração vai causar a auto-indução, e conseqüentemente, a emissão de luz pelas bactérias (Stevens et al, 1997; Schaefer et al, 1996).

Ruby & Lee (1998), estudaram a associação de *Vibrio fischeri* com *Euprymna scolopes* (uma espécie de lula), que tem fornecido conhecimento sobre aspectos da ecologia simbiótica, entre eles o mecanismo pelo qual o hospedeiro serve como uma fonte de entrada da bactéria no meio ambiente, a magnitude desta atividade e seus efeitos sobre a distribuição e abundância das células de *Vibrio fischeri*, e a importância desta atividade para a continuação da associação de geração a geração.

2.4.1.2. Microcrustáceos

Microcrustáceos são consumidores primários ou secundários, componentes do zooplâncton e do bentos, constituindo-se em importantes elos entre os níveis inferiores e superiores da cadeia alimentar de um ecossistema (Zagatto, 1999).

Daphnia magna e *Ceriodaphnia dubia* são microcrustáceos utilizados como indicadores biológicos em estudos e controle da qualidade de água, e usados em ensaios biológicos para a determinação de toxicidade de efluentes (Maltby *et al*, 2000; Moore *et al*, 2000; Baptista *et al*, 2000; Villegas-Navarro *et al*, 1999), metais (Arambasic *et al*, 1995; Choi *et al*, 2000), substâncias genotóxicas (Atienzar *et al*, 1999; Petersen & Preben, 1998) e pesticidas (Frello, 1998; Bailey *et al*, 2000; Werner *et al*, 2000). *Artemia salina* é um microcrustáceo marinho também utilizado em testes de toxicidade ligados a área farmacológica e de efluentes industriais, como antibióticos importantes utilizados na agricultura (Herkimer *et al*, 1998; Baptista & Soares, 1996).

2.4.1.2.1. *Daphnia magna*

Daphnia magna é uma espécie de microcrustáceo dulciaquícola planctônica, que é natural de regiões temperadas, sendo considerada como um organismo padrão em testes de toxicidade (CETESB, 1988; Zagatto, 1999).

É popularmente conhecida como pulga d'água (water fleas), pertence à classe *Crustacea* e à ordem *Cladocera*.

Segundo Aquarist's Guide (Clare, 2000), as daphnias alimentam-se geralmente de partículas encontradas flutuando na água (fitoplâncton e matéria orgânica vegetal em decomposição), mas o alimento predominante é a base de algas de vida livre (*Chlamidomanas* sp, *Volvox* sp, etc), bactérias e fungos.

As daphnias possuem uma carapaça transparente, que circunda a maior parte do corpo; órgãos internos podem ser vistos, como o coração batendo. A cor varia de amarelo pálido, salmão-rosado a avermelhado, mas de acordo com o alimento ingerido a cor pode variar, por exemplo, após alimentar-se de algas verdes, sua aparência é esverdeada. A cabeça estreita-se em uma extremidade alongada, no qual encontra-se um par de olhos compostos e duas antenas ramificadas (frequentemente metade do comprimento do corpo ou mais), e membros em forma de

folhas inseridos na carapaça que produz uma corrente de água, o qual carrega alimento e oxigênio para a boca e brânquias. As fêmeas de daphnias possuem entre 3 mm a 5 mm de comprimento (Figura 2).

No verão, freqüentemente os daphnideos podem ser vistos como "blooming" em lagos, lagoas ou tanques que apresentam um crescimento intenso de algas. Sua grande proliferação é devido a sua habilidade para replicar-se por partenogênese, quando o ambiente apresenta condições adequadas de sobrevivência (alimentação, temperatura, luminosidade, etc).

Partenogênese é a habilidade de se auto-replicar sem fertilização (tipo de reprodução assexuada - células diplóides) - seus descendentes são cópias genéticas de seus pais (clones), e qualquer diferença no estado físico dos clones é devido a condições do meio ambiente.

Na natureza, ao final da primavera, durante o verão e início do outono, as daphnias produzem em média 10 jovens por indivíduo.

Os embriões desenvolvidos são freqüentemente visíveis no corpo da mãe sem auxílio de microscópio (Figura 3 e 4).

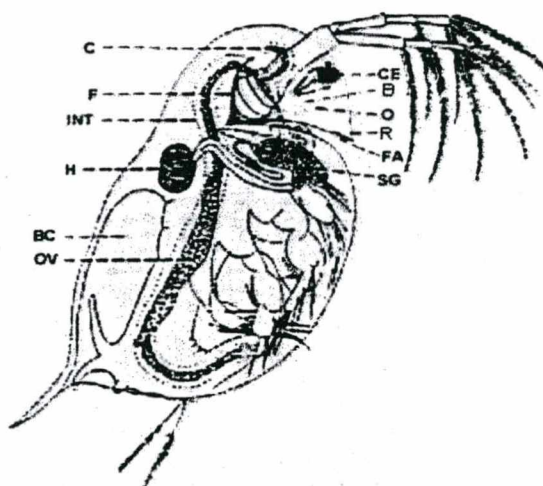


FIGURA 2- Anatomia de uma fêmea de *Daphnia sp* (microcrústáceo). C - ceco do intestino médio; F - músculo; INT -intestino; H- coração; BC - câmara incubadora; OV - ovário; CE - olho composto; B - cérebro; O - ocelo; R -rosto; SG - glândula maxilar. **Fonte:** <http://homepage.tinet.ie/>

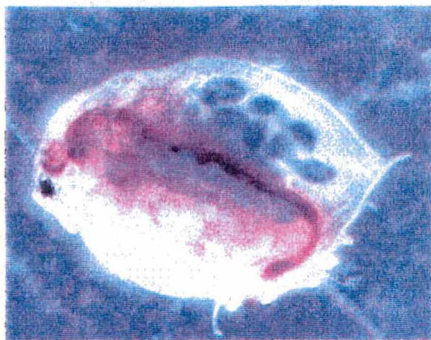


FIGURA 3 - *Daphnia magna* com embriões Fonte: <http://homepage.tinet.ie>

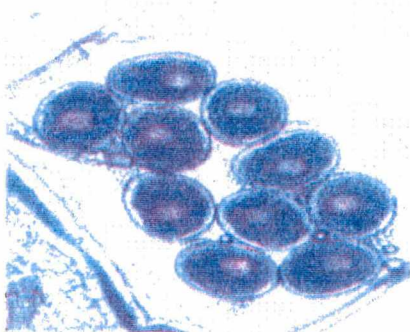


FIGURA 4 - Ovos de *Daphnia* sp na câmara incubadora . Fonte: <http://homepage.tinet.ie>

Geração após geração, fêmeas são produzidas por partenogênese, reproduzindo-se com apenas cinco a nove dias de vida, geralmente a cada três ou quatro dias, cerca de vinte e cinco vezes durante seu período de existência.

Quando o meio onde vive apresenta-se adverso (poluição falta de alimento, temperatura inadequada, etc) alguns ovos desenvolvem machos e as fêmeas produzem óvulos haplóides que podem ser fertilizados (reprodução sexuada). Estes ovos fertilizados desenvolvem pequenos embriões, os quais são recobertos por uma carapaça escura (preto-amarronzada) e quitinosa, em forma de sela, denominado efípio (Fig.5).



FIGURA 5 - Fêmea de *Daphnia* com efípios. Fonte: <http://homepage.tinet.ie>

Os machos distinguem-se das fêmeas por terem tamanho menor (cerca de 2 mm), antenas maiores, pós-abdômen modificados e as primeiras pernas, são em forma de gancho.

Esses indivíduos originados de efípios são mais resistentes as condições desfavoráveis do meio, portanto, em laboratório, as culturas com efípios devem ser descartadas, pois afetariam os testes de toxicidade e sensibilidade.

As condições de cultivo para *D. magna* são as seguintes, segundo dados do *Aquarist's Guide* (Clare, 2000):

- *D. magna* possuem uma ampla tolerância a temperatura, mas sua temperatura ótima é entre 18 a 22 °C.

- pH e amônia: o pH entre 6,5 e 9,5 é aceitável, sendo que o ótimo seria entre 7,2 e 8,5. Amônia é geralmente tóxica para todos os organismos, em quantidades pequenas, mas em condições alcalinas, a toxicidade é radicalmente aumentada e constitui um problema a reprodução desses organismos

- Oxigênio: daphnias são geralmente tolerantes a baixas quantidades de oxigênio dissolvido. Bolhas de ar finas são indesejáveis, pois podem entrar em suas carapaças e fazer com que fiquem com o corpo fora d'água.

- Dureza: em pequenas proporções de dureza temporária ou permanente na água, geralmente auxilia no crescimento e reprodução, pois esses organismos utilizam cálcio e outros minerais em sua carapaça quitinosa.

- Algas: microalgas verdes, de espécies de vida-livre, são consumidas em grandes quantidades pelas daphnias, e a abundância desses organismos é proporcional a densidade de "blooms" das algas. As algas como alimentos, são vantajosas por serem fáceis de cultivar e excelentes para o crescimento das daphnias

2.4.1.3. Peixes

A utilização de peixes para testes de toxicidade também é comum. Segundo Heath (1995), estudos sobre a fisiologia de peixes, ligados à toxicologia aquática, tem crescido nos últimos tempos. O interesse tem sido a compreensão dos sistemas de órgãos das várias espécies de peixes, e suas adaptações fisiológicas para as variações do meio ambiente. A presença de agentes

poluentes no meio ambiente em concentrações subletais, pode ser considerada uma das variáveis ambientais muito interessante, no qual a resposta fisiológica do peixe frente a essa poluição torna-se extremamente importante.

Poecilia reticulata e *Brachydanio rerio*, são pequenos peixes de água-doce utilizados como bioindicadores de toxicidade aguda ou crônica, como em experimentos de bioacumulação e biotransformação de metais e organoclorados (Mezzari, 2000; Bassani, 1999; Beeson et al, 1999; Miliou et al, 1998; Frello, 1998).

Peixes maiores como tilápias (*Oreochromis niloticus*), trutas (*Onchorhynchus mykiss*), *Labeo rohita* (peixe teleósteo), são muito utilizados em estudos histológicos, micronúcleos e outras alterações referentes à toxicidade de efluentes e xenobióticos (Rana & Raizada, 1999; Visoottiviseth et al, 1999; Marlasca et al, 1998; Pedrosa et al, 1997; Soares et al, 1997).

2.4.1.3.1. *Poecilia reticulata*

Poecilia reticulata (guppy, barrigudinho, lebiste) pertence à classe Osteichthyes; família Poeciliidae e espécie *reticulata* Peters, 1859. Encontram-se desde a América Central até o Brasil.

Possuem diferenças morfológicas entre machos e fêmeas. As fêmeas têm aproximadamente 6 cm e os machos 3 cm de comprimento. Os machos possuem gonopódio (órgão copulador) e nadadeiras caudais brilhantes e coloridas (Figura 6). As fêmeas possuem uma coloração amarelo-pardo, apresentando na maturidade uma mancha de gravidez escura e triangular, atrás da barbatana anal (Figura 7).



FIGURA 6. Macho de *Poecilia reticulata*
Fonte: <http://www.actwin.com/fish>



FIGURA 7. Fêmea de *Poecilia reticulata*.
Fonte: <http://www.actwin.com/fish>

São espécies de rápida reprodução e bastante resistentes, podendo adaptar-se muito bem em qualquer aquário (pH 7-8; temperatura água 20-24⁰C). O macho corteja a fêmea por aproximação, curvando seu corpo sobre o dela em forma de "S".

São peixes vivíparos; imediatamente após o nascimento os adultos perseguem a prole, por isso, deve-se separar as fêmeas prenhes dos outros adultos. Geralmente, antes de nascerem, os olhos dos peixinhos podem ser vistos através da barriga da mãe (Frello, 1998).

São peixes onívoros, alimentando-se na superfície da água de ração seca, artemias, larvas de insetos, algas e outras plantas aquáticas.

2.4.1.3.2. *Oreochromis niloticus* (Tilápia)

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1757), popularmente conhecido como tilápia, são excelentes espécies forrageiras em áreas onde a cultura é possível: são de fácil propagação; prolíficas; de rápido crescimento; resistentes a doenças (Piper *et al*, 1989).

As tilápias são muito estáveis e tolerantes, capazes de sobreviver em baixas concentrações de oxigênio e altas concentrações de amônia. Toleram temperaturas de até 100⁰F, mas não sobrevivem em temperaturas abaixo de 50-55⁰F.

São peixes de regiões tropicais e subtropicais, originários da África, Oriente Médio e Indo-Pacífico, mas presentemente, encontra-se amplamente distribuída em muitas regiões do mundo. Foram introduzidas com propósitos de aquicultura, são bentopelágicas, de água doce ou salobra, ocorrendo em uma grande variedade de habitats como rios, lagos, canais de esgoto e irrigação (Piper *et al*, 1989; Courtenay *et al*, 1986).

São de hábitos diurnos e alimentam-se principalmente de algas bentônicas e fitoplâncton, aceitando bem ração desidratada extrusada (Piper *et al*, 1989).

Pertencem à família dos ciclídeos (Cichlidae), subfamília Pseudocrenilabrinae, ordem Perciformes e classe Actinopterygii (Figura 8).



FIGURA 8 - *Oreochromis niloticus* (Tilápia). Fonte: <http://www.bigai.ne.jp>

Peixes adultos podem alcançar cerca de 60 cm de comprimento e 3,65 kg de peso (Figura 8). Podem durar até 9 anos de idade. Possuem entre 16 a 18 espinhos dorsais; cerca de 30-32 vértebras. Dimorfismo sexual externo é devido à forma da papila genital, que nas fêmeas é mais arredondada (em forma de borla) e nos machos é mais triangular; a mandíbula dos machos adultos não é muito alargada (o comprimento é menor que 29-37% do comprimento da cabeça). Possuem na nadadeira caudal, listas verticais escuras (7 a 12). As margens da nadadeira dorsal são cinzas ou pretas (Courtenay & Williams, 1992).

A fertilização dos ovos é externa, sendo que a desova ocorre em profundidades de 0,6 a 2 metros, em areia firme. Os machos defendem território que são visitados pelas fêmeas. A corte ocorre algumas horas antes do acasalamento.

Os gametas femininos são deixados cair em grupos em um ninho raso e posteriormente fertilizados pelos machos. Cada grupo de ovos é apanhado para dentro da cavidade oral, pelas fêmeas, onde as ninhadas são chocadas até a fase de larvas, que permanecem ali até que o saco embrionário seja totalmente absorvido. As fêmeas carregam cerca de 200 ovos na boca (Courtenay & Williams, 1992).

2.4.2. Biomarcadores

Biomarcadores são indicadores que podem ser usados para avaliar os efeitos destes distúrbios ambientais.

Existem muitos tipos diferentes de biomarcadores em uso hoje em dia, desde biomarcadores celulares e bioquímicos a indicadores fisiológicos e histopatológicos.

Biomarcadores são importantes ferramentas na detecção de vários elementos estressores em espécies aquáticas. Esses elementos estressores podem incluir agentes químicos, metais e outros poluentes ambientais, bem como flutuações de temperatura e outras mudanças no meio ambiente (Jobling, 1995; Huggett *et al*, 1992).

Um único biomarcador não é suficiente para se avaliar, inequivocamente, algum estressor em particular. Deste modo, um conjunto de biomarcadores poderia ser usado em algumas análises de estresse ambiental em organismos (Huggett *et al*, 1992).

Biomarcadores bioquímicos e celulares detectam mudanças na distribuição de moléculas sobre a superfície da célula; o número, volume e forma ou distribuição de organelas; volume celular e morfologia.

Eventos bioquímicos e celulares tendem a ser mais sensíveis, menos variáveis, mais altamente conservados entre as espécies e, frequentemente, mais fáceis de medir do que índices de estresse geralmente examinados em níveis organizmicos.

Alterações bioquímicas e celulares são as primeiras respostas detectáveis quantificáveis provocados por mudanças ambientais. Marcadores bioquímicos podem servir como marcadores de exposição como de efeito tóxico em organismos (Walker, 1994).

Estudos recentes mostram que marcadores bioquímicos podem ser úteis na avaliação precoce de contaminação ambiental, podendo identificar uma possível alteração na metilação biológica do DNA, que tem um importante papel na expressão de genes (Matias & Creppy, 1998).

Alguns fatores podem interferir na análise dos biomarcadores. Idade, dieta, fatores ambientais, variações sazonais e ciclos reprodutivos podem alterar o intervalo de valores que representam normalidade e que potencialmente poderiam gerar incertezas para o uso de critérios morfológicos como biomarcadores (Adams & Bethesda, 1990).

A escolha do biomarcador depende unicamente das condições nas quais ele deve ser aplicado. Alguns importantes fatores podem ser considerados para o uso de biomarcadores bioquímicos, como a natureza do químico de interesse; a espécie apropriada para a situação, os tipos de metabólitos precedidos, a natureza da amostra biológica, possíveis fatores de

modificação específicos para a situação, limites de detecção para o procedimento analítico além de considerações sobre controle de qualidade/segurança e custo (Heath, 1995).

2.5. Biotransformação

Segundo Lu (1996), biotransformação é um processo, de interconversão de metabólitos por processos enzimáticos.

A biotransformação de uma grande variedade de substâncias químicas, como xenobióticos, envolve processos oxidativos. O mais importante processo de biotransformação enzimático envolve o citocromo P-450 e NADPH citocromo P-450 redutase (Lu, 1996; Kleinow *et al*, 1987).

De acordo com Heath (1995) e Stegeman & Hahn (1994), reações de biotransformação em peixes, tendem a transformar substâncias químicas em metabólitos mais hidrofílicos e mais polares. Isso acentua a tendência destas substâncias a serem excretadas pelas brânquias, bile e rim; ao mesmo tempo isso reduz suas afinidades para o plasma, proteínas teciduais e tecidos adiposos. Compostos hidrofílicos são também menos permeáveis para membranas celulares, de modo que a probabilidade de se acumular em vários tecidos é menor.

2.6. Bioacumulação

Segundo Heath (1995), estudos sobre consumo e acumulação são fundamentais para o conhecimento de efeitos que substâncias químicas, como xenobióticos, têm em sistemas orgânicos específicos de peixes.

Bioacumulação significa um aumento na concentração de uma substância química, ao longo do tempo, em um organismo ou sistema biológico, comparado à concentração dessa substância no meio ambiente. É um conjunto de resultados de interações de consumo, armazenamento e eliminação de substâncias. A bioacumulação começa quando uma substância química passa do ambiente para dentro das células do organismo (Maagd, 2000; Penry, 1998; Heath, 1995).

Zagatto (1999) e Wolf *et al* (1992) definem dois tipos de bioacumulação:

- A **bioconcentração**, conhecida como bioacumulação direta, que corresponde à absorção de substâncias químicas diretamente da água, por processos não ligados à alimentação. O fator de bioconcentração (BCF) é usado como um importante parâmetro em avaliações de risco de contaminantes ambientais.

- A **biomagnificação** ou bioacumulação indireta, corresponde ao aumento da concentração de um composto à medida que passa pelos sucessivos níveis tróficos, que em contraste com a bioconcentração, é restrita ao consumo de substâncias químicas através da alimentação.

Bioacumulação é um processo normal que pode resultar em injúria (dano), ao organismo, somente quando o equilíbrio entre a exposição e bioacumulação é afetado.

O que interessa, na avaliação toxicológica, é a bioacumulação de substâncias, em níveis que possam causar dano.

Algumas vezes, a bioacumulação pode ser um mecanismo protetivo, no qual o corpo acumula substâncias químicas necessárias. É um processo essencial para o crescimento e nutrição dos organismos. Todos os animais diariamente bioacumulam muitos nutrientes vitais, como as vitaminas A, D, e K, minerais traço e gorduras e aminoácidos essenciais.

Sabe-se que substâncias químicas tendem a se mover, ou difundir-se, de um meio mais concentrado para um menos concentrado. A força ou pressão para a difusão de uma substância química de fora para dentro do organismo é chamada de potencial químico. Vários fatores podem aumentar o potencial químico de certas substâncias. Por exemplo, algumas substâncias químicas que não misturam com a água (lipofílicas ou hidrofóbicas) tendem a ligarem-se em regiões lipofílicas do organismo (Matias, 2000).

Petersen & Preben (1998), estudaram a bioacumulação de substâncias lipofílicas em peixes nos seus estágios iniciais de vida. Nestes organismos algumas substâncias químicas são atraídas para certos sítios e, ligando-se em proteínas ou dissolvidas em gorduras, elas são temporariamente armazenadas. Se o consumo baixar ou não continuar, ou o agente químico não estiver firmemente ligado na célula, o organismo pode, eventualmente, eliminar esta substância química.

O armazenamento de elementos químicos em gorduras de reserva é um importante meio detoxificador, pois remove estes do contato com outros órgãos. Entretanto, quando as reservas de gordura são utilizadas para prover energia para o organismo, o material armazenado na gordura pode ser remobilizado dentro do organismo, podendo novamente ser potencialmente tóxico. Se

quantias apreciáveis de um tóxico são armazenados na gordura e as reservas de gordura são rapidamente utilizadas, efeitos tóxicos significantes podem ser vistos na remobilização do agente químico (Petersen & Preben, 1998)

Outro fator que afeta a bioacumulação é a quebra ou excreção de um elemento químico pelo organismo. Esta habilidade, além de depender das características do elemento químico, também pode variar entre as espécies e organismos.

Substâncias químicas, que se dissolvem facilmente em gordura, mas não em água, tendem a ser mais vagarosamente eliminados pelo corpo; sendo assim, esta substância tem um grande potencial cumulativo. No entanto, muitas reações metabólicas transformam substâncias químicas em metabólitos mais solúveis em água, os quais podem ser excretados mais facilmente (Heath, 1995).

Segundo Naes *et al* (1999), alguns PAHs (hidrocarbonos policíclicos aromáticos) possuem potencial carcinogênico e mutagênico, sendo que sua bioavaliabilidade depende de sua origem e especificidade. Os efeitos dos PAHs evidenciam-se por respostas celulares, principalmente através de processos de biotransformação dos compostos em metabólitos tóxicos, pelo sistema enzimático do citocromo P4501A. Alguns metabólitos intermediários de PAHs carcinogênicos são altamente reativos, mas eles são geralmente metabolizados em conjugados solúveis em água, que podem ser excretados. Entretanto, se metabólitos reativos intermediários não são inativados, eles podem ligar-se aos lipídios de membrana ou ácidos nucleicos, causando dano celular e molecular.

Metais pesados como o mercúrio e certas substâncias solúveis em água, são uma exceção, pois se ligam firmemente em sítios específicos dentro do organismo. Quando essas ligações ocorrem, estas substâncias, que são altamente solúveis em água, podem se acumular. Cobalto, por exemplo, tem ligações fortes e específicas em alguns sítios no fígado, mascarando sua solubilidade na água e bioacumulando-se neste órgão. Processos de bioacumulação semelhante ocorre para cobre, cádmio e chumbo (Jobling, 1996; Vittozzi, 1994; William, 1987).

2.7. Elementos-traço

Alguns elementos-traço ocorrem naturalmente no meio ambiente, sendo encontrados, em baixas concentrações na atmosfera, solos, água e biota.

Segundo Batley (1989) os elementos químicos que ocorrem na natureza em concentrações da ordem de parte por milhão (ppm) ou parte por bilhão (ppb), ou menores que 0,1%, são denominados elementos-traço ou metais pesados. Atualmente, a denominação mais aceita é elementos traço, devido a não distinção entre metal e não-metal, bem como sua ocorrência em baixas concentrações. Os metais pesados são aqueles que normalmente possuem um número atômico de 22 a 92, distribuídos entre grupos de 3 a 7 da tabela periódica.

O termo metais pesados aplica-se ao grupo de metais e metalóides com uma densidade maior que 6 g/cm^3 . Elementos como Hg, Pb, Zn, Cr, Cd, Cu e Ni são considerados metais pesados (Alloway & Ayres, 1995; Roesijadi & Robinson, 1994).

Metais pesados possuem gravidade específica alta, cujas propriedades físicas são brilho, ductibilidade, maleabilidade, condutividade elétrica e térmicas altas; quimicamente, são substâncias que formam bases e reagem com ácidos (Fernícola, 1984)

Os metais estão sempre presentes nos ecossistemas, sendo incorporados ao meio a partir de fontes naturais como desgaste de rochas provocados por intemperismo mecânico e químico, cujo produto final é carregado pelos rios, pelo transporte atmosférico e pelo suprimento costeiro, proveniente da ação das ondas. São também resultados de ações antrópicas, principalmente atividade industrial, sendo esta a maior fonte de acréscimo de metais ao meio ambiente (Lu, 1996; Strahler & Strahler, 1994).

De acordo com Alloway & Ayres (1995) e Lüttig & Snezhko (1987), muitos desses elementos são chamados de elementos traço essenciais, e são considerados micronutrientes para plantas e animais, embora em concentrações excessivas possam ser tóxicos. São elementos químicos regulados por processos metabólicos que os mantêm em níveis adequados de equilíbrio no organismo. Entre eles pode-se citar ferro (Fe), magnésio (Mg), manganês (Mn), níquel (Ni), zinco (Zn), cobalto (Co), cobre (Cu), molibdênio (Mo) e boro (B).

Cobre, zinco, ferro e cobalto desempenham importantes funções nos organismos, compondo o sistema doador de elétrons e funcionando como pontes nos complexos enzimáticos (Lüttig & Snezhko, 1987). Por outro lado, elementos traço, como chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), arsênio (As), cromo (Cr), prata (Ag) e estanho (Sn), mesmo em baixas concentrações, são considerados tóxicos a muitos organismos e altamente tóxicos aos seres humanos; são considerados elementos não essenciais, com função bioquímica essencial desconhecida (Alloway & Ayres, 1995).

Os ecossistemas aquáticos, caracterizados como sistemas altamente produtivos, mas extremamente sensíveis a agressões de substâncias químicas tóxicas, sofrem sério risco de contaminação por elementos traço metálicos, devido ao seu caráter cumulativo e sua capacidade de movimentação através da cadeia trófica.

Os descartes domésticos ou industriais em corpos d'água constituem um perigo para os ambientes aquáticos e potencialmente para o organismo humano, uma vez que os elementos-traço ali presentes podem entrar na cadeia alimentar (Küçüksezgin *et al*, 1994).

O desenvolvimento urbano e industrial acarretou um aumento, em termos de volume e diversidade, de resíduos tóxicos, sendo que diversos metais encontram-se incluídos nos mesmos.

Segundo Arana (1997), os metais são introduzidos na água como resíduos através das diversas atividades de indústrias como: papel, petroquímica, cloro e potássio, fertilizantes, refinarias de petróleo, usinas siderúrgicas, de metais não ferrosos, veículos automotores e aviões, vidro, cerâmica e cimento, usinas termoelétricas, curtumes e têxtil.

As indústrias têxteis utilizam muitas substâncias que possuem, em sua composição, alguns tipos de metais.

Os elementos-traço geralmente ocorrem em várias formas: dissolvidos, iônicos, quelados, colóides e associados ao material em suspensão (Baumgarten *et al*, 1996). A toxicidade dos metais em relação ao meio ambiente pode ser afetada por diversos fatores, entre eles sua solubilidade na água. Como componentes inorgânicos, podem estar como íons solúveis, íons complexados, íons quelados ou moléculas. Como compostos orgânicos, podem estar associados a material particulado em uma das formas precipitada, adsorvida ou colóide (Forstner, 1983; Goldstein, 1988)

Variação de parâmetros como pH, temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, dureza, luz, bem como condições fisiológicas e comportamentais dos organismos, podem aumentar ou diminuir a toxicidade desses elementos nos ecossistemas (Roesijadi & Robinson, 1994).

De acordo com Preston *et al* (2000), a presença de outras substâncias podem também estabelecer fenômenos de sinergismo ou antagonismo alterando o potencial tóxico destes. Interações sinérgicas ou antagonísticas aparecem quando a toxicidade de misturas de substâncias químicas é maior ou menor respectivamente, do que a soma das toxicidades de componentes individuais.

2.7.1. Métodos para determinação de elementos-traço

Existem vários métodos para a determinação de elementos-traço, sendo que os mais importantes são os métodos colorimétricos, polarográficos e espectrofotométricos de absorção atômica (Baumgarten *et al*, 1996)

Métodos colorimétricos: dentre esses métodos, os mais utilizados para metais pesados são o método de Nessler e a determinação com fotômetro (Baumgarten *et al*, 1996).

Métodos polarográficos: polarografia é uma técnica eletroquímica baseada no estabelecimento de curvas "correntes versus voltagem", quando substâncias são eletrolisadas em uma cela onde o elemento indicador é um capilar gotejante de mercúrio. Segundo IAL (1985), as substâncias a serem analisadas devem ser submetidas a um tratamento prévio adequado.

Espectrofotometria de absorção atômica: essa técnica encontra-se amplamente difundida, é mais rápida, não exigindo fracionamento da amostra, e um elemento pode ser lido na presença de outro.

Segundo Welz (1985), a espectrofotometria de absorção atômica é a medida da absorção de radiação óptica por átomos no estado gasoso, destinando-se a dosar quase todos os elementos químicos, à exceção de gases raros, halogênios, oxigênio, enxofre, nitrogênio, fósforo e carbono. De acordo com Baumgarten *et al* (1996), é uma técnica que pode ser definida como um método de determinação de concentrações de elementos em uma amostra líquida. É uma técnica analítica usada para análises qualitativas e quantitativas de um elemento presente na amostra. Nessa técnica, o espectrofotômetro mede a absorção da radiação do vapor atômico, que provém da amostra, ao receber energia de uma chama (geralmente ar-acetileno ou óxido nitroso-acetileno) em um comprimento de onda, que é específico e característico para cada elemento. A absorção é proporcional à concentração dos átomos livres presentes na chama, obedecendo à Lei de Lambert-Beer.

2.7.2. Toxicidade de alguns elementos-traço

Alguns trabalhos foram realizados com relação à toxicidade induzida em tratamentos com metais, provenientes de efluentes industriais, entre eles os de indústria têxtil, bem como de

corantes e pigmentos utilizados pela mesma (Hussain *et al*, 2000; Lei *et al*, 2000; Stefanovic *et al*, 1999; Kashem & Singh, 1999; Marlasca *et al*, 1992; Sapri, 1996).

2.7.2.1. Alumínio (Al)

Segundo Baker (1982), citado por Heath (1995), o alumínio é o terceiro elemento mais abundante da crosta terrestre, sendo freqüentemente lixiviado para o solo e águas, através das chuvas ácidas ou através da ação antrópica da mineração.

McDonald *et al* (1991), estudaram o efeito de águas acidificadas por dissolução de alumínio, sobre os peixes e verificaram que ele pode afetar diferentes funções fisiológicas no peixe dependendo do pH e conteúdo de cálcio na água.

Em pH muito alto, o alumínio pode alterar os níveis de cálcio no sangue, que ao mudar seu metabolismo pode acarretar em sérias implicações na reprodução (Heath, 1995).

A toxicidade do alumínio também está relacionada a doenças respiratórias como a fibrose pulmonar e enfisema; além de produzir efeitos tóxicos no sistema nervoso (Lu, 1996).

2.7.2.2. Chumbo (Pb)

Segundo Alloway & Ayres (1995), o chumbo é um elemento não essencial que atua como uma neurotoxina. As fontes principais de poluição por Pb no ambiente são a gasolina (ar, água e solo); os flocos de pinturas velhas, que contém uma percentagem de Pb, alguns cosméticos absorvidos pelo organismo, alguns componentes de solda e verniz usados em interiores de latas de comida, encanamento metálico para água potável, pesticidas, munição para armas em geral, mineração e fundição.

O Pb pode ser retido em tecidos e ossos, principalmente quando as dietas são deficientes em cálcio, fosfato, selênio e zinco (EHC, 1995).

A intoxicação humana por chumbo pode causar saturnismo, que causa sintomas gastrointestinais (anorexia, dores musculares, vômitos), neuromusculares (cansaço, fraqueza muscular, paralisia), nervosos centrais (falta de coordenação, vertigens, insônia, cefaléia, distúrbios visuais, danos cerebrais), hematológicos (anemia microcítica hipocrômica), renais (nefropatia intersticial irreversível, distúrbio reversível dos túbulos renais), etc (Klaassen, 1987).

2.7.2.3. Cobre (Cu)

Segundo Eysink (1988) o cobre, na forma de óxidos ou sulfatos, é usado em pesticidas, algicidas e fungicidas. É um elemento essencial para plantas, onde sua presença se faz necessária em várias enzimas para a realização de funções vitais como na síntese da clorofila. Nos animais ele também é importante para a síntese da hemoglobina. Em mamíferos, o excesso de cobre pode causar anemia hemolítica por desnaturação da hemoglobina e oxidação da glutathione.

Segundo Playle *et al* (1992) cálcio e íons hidrogênio competem com o cobre por sítios de ligação nas brânquias, quando o pH está baixo, diminuindo sua acumulação nestes órgãos.

2.7.2.4. Cromo (Cr)

Segundo Salgado *et al* (1987), o cromo está amplamente distribuído na crosta terrestre, sendo que seus principais usos na indústria estão relacionados com a resistência à corrosão, sendo empregado em ligas ácido-resistentes, tintas anticorrosivas, nas operações de cromagem (ácido crômico) e na impregnação de madeiras (diversos sais). Ele também é empregado em alguns corantes (forma de Cr IV). Ele ocorre na natureza principalmente como cromita no estado trivalente.

O cromo pode ser introduzido no organismo por via oral, dérmica ou pulmonar e sua absorção é dependente do seu estado de oxidação.

Quando em quantidades impróprias pode ser um carcinógeno humano, sendo que a carcinogenicidade é atribuída ao cromo hexavalente, que é corrosivo e insolúvel em água, podendo também induzir, na fase aguda, necrose tubular renal. A forma trivalente do íon cromo é mais ativa biologicamente, ligando-se a ácidos nucleicos e iniciando o processo de carcinogênese (Lu, 1996).

Nos peixes o cromo pode ter um pequeno efeito sobre a energia do metabolismo de enzimas. Este elemento pode inibir a enzima Na, K ATPase no rim e intestino, mas não em brânquias e fígado. O cromo ainda pode causar perda de sódio na urina de peixes dulciaquícolas, além de redução da absorção de sódio da água, desse modo, causando homeostase eletrolítica alterada (Heath, 1995).

2.7.2.5. Zinco (Zn)

O zinco é um dos elementos-traço essenciais mais comuns da crosta terrestre, sendo encontrado no ar, solo e água, estando presente também em muitos alimentos; em altos níveis de concentração, provenientes de alimentos, água ou ar poluídos, pode ser prejudicial aos organismos.

Este metal é empregado em materiais galvanizados, fios elétricos, pigmentos para pintura, cosméticos, produtos farmacêuticos, inseticidas, podendo ser encontrado em muitos resíduos industriais.

O zinco é um micronutriente que, em quantidades insuficientes no solo, causa problemas na lavoura, principalmente em regiões tropicais e onde os solos se desenvolveram em arenito ou depósitos arenosos. No organismo humano, sua deficiência pode causar baixa estatura e atraso da maturidade sexual (Alloway & Ayres, 1995)

De acordo com Bedwal & Bahuguna (1994), citados por Herkovits *et al* (2000), a deficiência de zinco causa uma variedade de efeitos negativos em relação à reprodução e desenvolvimento, como o desenvolvimento anormal dos ovários, alteração nos processos meióticos e de ovulação, espermatozóides anormais e alta incidência de malformações congênitas.

Segundo Goyer (1993), citado por Lu (1996), a deficiência de zinco pode também induzir a uma grande variedade de efeitos sobre o sistema nervoso, sistema hematopoiético, pele, fígado, olhos, etc.

Segundo Saunders e Sprague (1967), citados por Heath (1995), cobre e zinco, mesmo em quantidades subletais podem afetar o sentido de migração de algumas espécies de peixes, como salmão e enguias.

2.7.3. Acumulação de metais em organismos aquáticos

Segundo Sprague (1985), citado por Heath (1995), quando os metais entram em ecossistemas aquáticos naturais, alguns aspectos que afetam sua bioavaliabilidade, devem ser considerados. Por exemplo, quando existe uma concentração considerável de material orgânico ou sólidos suspensos, a concentração de metal dissolvido disponível, para ser absorvido por um

peixe, poderá ser muito reduzida. Esta tendência a formar complexos com ligantes orgânicos ou inorgânicos (cloretos, carbonatos, hidróxidos), varia com o metal. Por exemplo, cobre liga-se mais facilmente a materiais orgânicos do que cádmio ou prata.

A absorção de metais por animais aquáticos envolve a transferência do metal para o sistema circulatório, através da barreira epitelial das brânquias, sistema digestivo ou integumento. Órgãos que servem como locais para absorção (por exemplo, brânquias, intestino, glândula digestiva) também tendem a concentrar metais e, conseqüentemente, exibem potenciais relativamente altos para bioacumulação (Roesijadi & Robinson, 1994).

Existem diferentes capacidades para absorção de metais associados a alimentação entre vertebrados e invertebrados. Os invertebrados possuem capacidade de digestão intracelular e extracelular. O metal absorvido por endocitose, pode ser considerado um processo de grande significância em várias espécies de invertebrados. Com a endocitose, partículas de metais complexos podem ser quebradas e o metal redistribuído para outros ligantes celulares. Nos invertebrados, metais complexos podem ser quebrados em estruturas mais simples no lúmen intestinal antes que a absorção via transporte dependente de membrana possa ocorrer (Roesijadi & Robinson, 1994).

De acordo com Masutti (2000) e Lange & Lambert (1995), moluscos bivalves são muito utilizados como bioindicadores de metais-traço por acumularem altas concentrações destes em seus tecidos. Os metais são estocados em formas solúveis e são encontrados, principalmente, no hepato-pancreas. Esses animais podem acumular metais-traço em concentrações diretamente proporcionais às encontradas no ambiente, comportando-se como reguladores parciais ou não reguladores das concentrações de cátions em seus corpos.

Segundo Rajan *et al* (1995), citados por Lange *et al* (1996), peixes também podem ser utilizados como biomonitores de ambientes aquáticos contaminados por metais pesados. As rotas de exposição entre brânquias e alimento variam muito, dependendo geralmente da disponibilidade da substância em questão (se está concentrada no alimento ou dissolvida na água).

Spry & Wiener (1991), citados por Heath (1995), concluíram que 90% do mercúrio acumulado em peixes, em seu ambiente de origem, são adquiridos diretamente através da alimentação. Para McKin & Nichols (1991) e Liem & McKim (1993), citados por Heath (1995), a importância da pele varia de acordo com o tamanho do peixe e a substância química. Em peixes

maiores, com aproximadamente 1 kg, é responsável por menos de 10% da dose total absorvida, enquanto que em peixes menores, com 4g ou menos, devido a maior razão entre superfície/volume, a pele poderia ser responsável pela metade da dose absorvida.

Xenobióticos que entram via brânquias podem ser rapidamente distribuídos através do corpo para os órgãos. Xenobióticos que são absorvidos via intestino, poderiam primeiro passar pelo fígado, via sistema hepático, onde poderia ocorrer algum metabolismo.

A afinidade das brânquias por metais é determinada pelo microambiente complexo da superfície das brânquias, que incluem membranas epiteliais, bem como camadas de muco com suas misturas de glicoproteínas mucopolissacarídeos misturados a compostos de baixo peso molecular e água. Contrariamente ao que se pode esperar, a absorção de metais dentro das células das brânquias é inversamente proporcional a afinidade dos ligantes de superfície epitelial. Estes ligantes intracelulares são responsáveis pela movimentação dos metais através das membranas apicais e basolaterais; podem servir como transportadores moleculares específicos, sendo que suas características não são bem conhecidas. Deste modo, cobre, que tem baixa afinidade pelas brânquias, é absorvido para dentro das células, mais facilmente, do que cálcio ou cádmio (Heath, 1995; Roesijadi & Robinson, 1994).

Segundo Roesijadi & Robinson (1994), a transferência de metais para os órgãos internos, e sua subsequente redistribuição entre os órgãos, ocorre como um resultado do transporte de metal via sistema circulatório. O plasma sanguíneo contém diversas proteínas que transportam uma ampla gama de metais, por exemplo, a albumina.

A sensibilidade a determinados metais como cádmio e chumbo, podem diferir consideravelmente entre diferentes espécies de peixes. Por exemplo, a truta arco-íris é considerada mais sensível ao cádmio do que a carpa. A distribuição de chumbo dentro de vários órgãos parece variar grandemente entre as espécies. Em peixes de água doce, o chumbo tende a acumular-se mais facilmente em escamas, ossos, rim, brânquia e fígado. Em peixes estuarinos, a ordem de tendência (do maior para o menor) de acumulação de chumbo nos órgãos é a seguinte: baço, brânquia, nadadeiras e intestino (Noope & Prygiel, 1999; Nussey *et al*, 1999; Liang *et al*, 1999; Downs *et al*, 1999; Krishnamurti & Nair, 1999).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Efluentes Têxteis

Os seis efluentes analisados foram cedidos por uma indústria têxtil (Damyller), localizada no Estado de Santa Catarina, no Município de Nova Veneza.

A vazão do efluente é de aproximadamente 15 m³/h. O efluente, após-tratamento, é jogado no Rio São Bento, que passa ao lado da indústria, possuindo uma vazão média aproximada de 100 m³/h (Dados fornecidos pela indústria).

Os efluentes foram coletados em períodos diferentes, de alta e média produção da indústria:

- 1ª coleta: Efluentes 1 (período de alta produção)
- 2ª coleta: Efluentes 2 (período de média produção)
- 3ª coleta: Efluentes 3 (período de alta produção)

Foram feitas coletas de 2 tipos de efluentes diferentes:

- da Lagoa de Equalização (entrada: efluentes não-tratados)
- da Lagoa Aerada (saída: efluentes tratados).

3.1.1. O Sistema de Tratamento empregado pela Indústria

A Indústria Têxtil Damyller faz tratamento físico-químico e biológico dos efluentes gerados.

O tratamento químico empregado consiste da adição de sulfato de alumínio e um floculante orgânico (polieletrólito), no tanque de floculação e decantação, e hidróxido de sódio (para ajuste de pH) no tanque de equalização. O tratamento físico consiste de um filtro-prensa; após o tratamento químico para precipitação, o material sólido é prensado e coletado, sendo que este lodo é levado para um aterro sanitário. O tratamento biológico consiste no processo de Lagoa Aerada.

As unidades e etapas de tratamento da indústria são as seguintes:

- Primeiro o efluente vai para 2 tanques de 2 metros de largura por 2 metros de altura, por 10 metros de comprimento. Esses tanques possuem areia e seixos.
- Depois o efluente passa por uma peneira estática para a remoção dos pedregulhos e areia.
- O efluente bruto, antes de seguir para o tratamento, é encaminhado a um tanque de equalização, para controle da vazão, temperatura, recebendo hidróxido de sódio para ajuste de pH, com objetivo de atenuar a composição do efluente, tornando-o mais homogêneo possível. O tanque de equalização possui 10×20 metros de largura por 3,5 metros de profundidade
- Após a equalização, o efluente segue para 3 tanques de 5×5 metros de largura por 2 metros de altura (sendo que a parte côncava possui 2,5 metros de profundidade), onde é realizado o processo de floculação.
- Após o tratamento químico, o material é decantado, floculado, e precipitado com sulfato de alumínio (para remoção da cor); a porção líquida é jogada, com auxílio de uma bomba, para a Lagoa Aerada, que possui 20×60 metros de largura, por 4 metros de profundidade.
- Depois a água passa por filtros de seixos e carvão-ativado, sendo lançada em parte no rio e em parte aproveitada novamente pela indústria.
- O efluente 3, tratado, foi coletado após a instalação de um filtro prensa pela indústria; após o tratamento químico para precipitação, o material sólido é prensado e coletado, sendo o lodo levado para um aterro sanitário, apenas o resíduo líquido é que vai para a lagoa aerada.

A Figura 9, a seguir, mostra o esquema das coletas dos seis efluentes têxteis utilizados.

Os efluentes foram coletados seguindo-se as normas do Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água (CETESB, 1987), em bombonas de polietileno descartáveis, de 50 l. Foram transportados para o Laboratório de Bioquímica/CCB/UFSC no mesmo dia da coleta, transferidos para bombonas menores (20 l e 10 l), preenchidas totalmente com as amostras, de maneira a evitar a presença de ar e estocadas a uma temperatura de 4°C,

3.1.2. Análises físico-químicas dos efluentes

As análises físico-químicas dos efluentes foram feitas imediatamente após sua coleta no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA/ENS/UFSC):

- pH foi medido com aparelho de bancada portátil: Model 210A ORION. As amostras para análise do potencial hidrogeniônico, foram coletadas em frascos de 500 ml de vidro, preservados a 4°C, durante o período de até 4 horas. O aparelho foi calibrado com duas soluções-tampão, segundo instruções do próprio aparelho.
- OD (oxigênio dissolvido) e T⁰ (temperatura): medidos com aparelho de bancada portátil: ORION Model 835. As amostras para análise de OD foram coletadas em frascos de vidro, de boca estreita e tampa esmerilhada, de 500 ml, enchendo o recipiente de amostra, sem borbulhar. A leitura foi feita com cerca de 4 horas após sua coleta. A T⁰ foi medida no local da coleta.
- DBO₅ (demanda bioquímica de oxigênio): Manométrica-5 dias, aparelho HACH (BOD Track). As análises das amostras para DBO foram coletadas e armazenadas em frascos de polietileno de 5000 ml, sob refrigeração (4°C), durante o período de até 24 horas.
- DQO (demanda química de oxigênio): utilizou-se o método colorimétrico, STANDARD METHODS 5220D (APHA, 1992), aparelho Closed Reflux/HACH. Espectrofotômetro para leitura: Cory 1E-UV-visible spectrophotometric/Varian. As amostras coletadas em frascos de polietileno de 1000 ml foram preservadas com H₂SO₄ até pH<2, sob refrigeração (4°C), durante 5 dias.
- Condutividade medida com aparelho de bancada portátil: Model 115 ORION. As amostras para esta análise foram coletadas e armazenadas em frascos de polietileno de 500 ml, sob refrigeração (4°C), durante 24 horas.

- COT (Carbono Orgânico Total): através do método STANDARD METHODS/ method 5310 (APHA, 1992), com o aparelho TOC 5000 A/SHIMADZU. As amostras para a análise do Carbono Orgânico Total, foram armazenadas em frascos de polietileno de 1000 ml, sob refrigeração (4^oC), preservado com H₂SO₄ até pH<2, durante o prazo de até 7 dias.
- Dureza: aparelho de bancada, utilizando EDTA-0,01M (BRINKMANN-DIGITAL BURET II). As amostras para a análise deste parâmetro foram preservadas em frascos de polietileno de 1000 ml, sob refrigeração (4^oC) durante o prazo de 36 horas.
- Nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (KJELDHAL). Aparelhos: Digestor marca HACH; BRINKMANN-DIGITAL BURET II. As amostras para estas análises foram coletadas em frascos de polietileno de 1000 ml, preservados com H₂SO₄ até pH<2, guardados no prazo de até 24 horas, sob refrigeração (4^oC).

3.2. Testes de toxicidade aguda com bioindicadores

Os testes de toxicidade com os seis efluentes foram realizados com as amostras coletadas e armazenados a 4^oC, em frascos de polietileno, preservados com H₂SO₄ a pH<2, durante o período de até 36 horas para os testes preliminares e até 30 dias para os testes seguintes.

Para os testes de toxicidade aguda induzida por amostras dos efluentes, utilizaram-se organismos de níveis tróficos diferentes: *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* e *Poecilia reticulata*, como recomendados por CETESB (1988), Zagatto (1999) e Matias (2000).

3.2.1. Bioensaios com *Daphnia magna* Straus, 1820

As gerações de microcrustáceos, *Daphnia magna* Straus, 1820 (Crustácea, Phylopoda), foram cultivadas no Laboratório de Toxicologia Ambiental/ENS/UFSC.

3.2.1.1. Cultivo dos daphnideos

Os microcrustáceos foram cultivados seguindo-se as metodologias da CETESB, 1986 e 1987 (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental/Brasil) e norma DIN, 1989

(Deutsches Institut Für Normung/Alemanha), com as devidas adaptações para as condições locais (Frello, 1998).

Foram utilizados aquários de vidro com capacidade de 2000 ml, com 1500 ml de água de cultivo (meio básico + meio M4) e cerca de 10 a 15 organismos por aquário (Anexo A).

Os microcrustáceos foram alimentados diariamente com cultura de algas verdes *Scenedesmus subspicatus* (Anexo A), que foram cultivadas em um fermentador seguindo-se os procedimentos da Norma DIN (1989) e CETESB (1987).

As culturas dos organismos foram mantidas a temperatura de 20 ± 2 °C, com luminosidade em torno de 2000 lux e fotoperíodo de 16h de luz (DIN, 1989).

Em dias alternados era feita a manutenção dos organismos, para um meio de cultivo novo, através de sifonamento com pipetas volumétricas. Diariamente, removia-se dos aquários resíduos como carapaças, organismos mortos e depósitos de algas.

Semanalmente, foram separados os organismos adultos dos jovens, onde estes eram mortos ou descartados (servindo de alimento para peixes), ou abria-se um novo lote ou eram utilizados para os testes de toxicidade. Quando a cultura apresentava efípios era descartada.

3.2.1.2. Testes de Sensibilidade

Os testes de sensibilidade com *Daphnia magna* foram realizados de acordo com as condições determinadas por FRELLO (1998).

Testes de sensibilidade com Dicromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$) foram realizados com o objetivo de avaliar-se os lotes dos microcrustáceos, qualificando-os ou não, para a realização dos testes de toxicidade aguda com os efluentes têxteis.

Para cada lote de organismos utilizados nos testes de toxicidade aguda foi feito um teste de sensibilidade (3 testes), com 7 concentrações em mg/L (0.40; 0.50; 0.85; 1.00; 1.30; 1.45; 1.75), com duas repetições cada uma e controles com água de diluição (meio básico - Anexo A).

Foram realizados os controles dos parâmetros físico-químicos (pH, dureza, OD) (Anexo C - Tabela IV) das águas de diluição utilizadas nos 3 testes de sensibilidade.

As soluções com dicromato de potássio foram feitas a partir da solução mãe com água de diluição (meio básico) e distribuídas em beckers de 25 ml.

O teste de sensibilidade foi realizado com organismos jovens, de 6 às 24h de vida, que não foram alimentados durante o período dos testes. Nas 24 horas anteriores à realização do teste, foram separados daphnideos adultos dos jovens. Para cada concentração utilizaram-se 10 organismos, sendo que em cada becker de 25 ml foram colocados 5 daphnideos, com 2 repetições para cada concentração testada, para facilitar a visualização dos números de organismos imóveis.

Após o período de 24 horas da duração de cada teste, os valores encontrados nestes foram somados a suas repetições, para obter-se um valor total de 10 organismos expostos.

3.2.1.3. Testes de Toxicidade Aguda com os Efluentes Têxteis

Os teste foram feitos em beckers de 25 ml, com 2 repetições para cada concentração, além dos controles com água de diluição (meio básico - Anexo A). Em cada becker foram colocados cinco daphnideos juvenis (6 às 24h de vida), que não foram alimentados durante as 48 horas de duração dos testes de toxicidade aguda. Foram medidos oxigênio dissolvido e pH das diluições preparadas com os efluentes analisados, antes e ao final dos testes.

Foram feitos testes preliminares para os 6 (seis) efluentes analisados, com concentrações que variaram de 0,15 a 100% e mais os controles. Os resultados obtidos nestes testes determinaram as concentrações onde ocorriam de 0% a 100% de imobilidade dos organismos.

A partir destes valores determinaram-se as faixas de concentrações utilizadas nos testes definitivos, que variaram de acordo com os efluentes analisados.

Para os 3 efluentes não-tratados foram feitos 3 testes definitivos. As concentrações foram: Efluente 1- 0,19%; 0,37%; 0,75%; 1,5% e 3%. Efluente 2 - 6%; 8,4%; 12%; 17,15%; 24,5%; 35%, 50%. Efluente 3 - 6%; 8,4%; 12%, 17,15%, 24,5%, 35%, 50%.

Os teste de toxicidade aguda com os efluentes tiveram duração de 48 horas, sendo que a cada 24h de exposição, observou-se e anotou-se o número de organismos móveis ou imóveis.

3.2.2. Bioensaios com *Poecilia reticulata* Peters, 1859

3.2.2.1. Captura e adaptação dos peixes

Poecilia reticulata é uma espécie de peixe representativa da região estudada, recomendada para ensaios de toxicidade (CETESB, 1987), em protocolos oficiais.

Os peixes foram coletados em um lago localizado na Universidade Federal de Santa Catarina (Centro de Convivência), não apresentando compostos tóxicos que comprometessem ou alterassem o metabolismo dos reativos biológicos que ali viviam (Frello, 1998).

Efetuuou-se a captura dos organismos através de redes de nylon de malha de ¼ ” (puçá), acondicionados em baldes plásticos contendo água do próprio lago. Foram transportados até o Laboratório de Toxicologia Ambiental/ENS/UFSC e colocados em um aquário com capacidade para 60l, que continha 2/3 água de comum desclorada e aerada, e 1/3 de água do lago, durante 24h. Após esse período a água deste aquário foi sendo substituída gradativamente, a cada 2h por água de diluição para testes com toxicidade para peixes (CETESB, 1987) (Anexo A). Os peixes permaneceram neste ambiente durante uma semana, onde foram alimentados diariamente com ração própria para peixes tropicais e foram mantidos sob aeração constante, com temperatura na faixa de $22^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, pH em 7.4 ± 2 , e limpeza realizada diariamente, através de sifonamento. Os peixes utilizados nos testes foram transferidos para aquários de 30l, contendo 100% de água de diluição (Figura 12) e mantidos em aclimação nestes recipientes por no mínimo 96h antes de iniciarem-se os testes (sensibilidade, preliminares e definitivos). Observaram-se os sinais vitais positivos (mobilidade, alimentação, coloração, etc), credenciando-os para os bioensaios.

Os testes de sensibilidade, preliminares e definitivos foram feitos em aquários com capacidade para 2000 ml.

3.2.2.2. Testes de Sensibilidade

Os testes de sensibilidade com dicromato de potássio, pelo sistema estático, foram realizados de acordo com as concentrações e condições determinadas por FRELLO (1998).

Os testes de sensibilidade com Dicromato de Potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) foram realizados com o

objetivo de avaliar-se os lotes dos peixes, qualificando-os ou não, para a realização dos testes de toxicidade aguda com os efluentes têxteis.

Foram realizados 3 testes de sensibilidade com 5 concentrações (56 mg/l, 110 mg/l, 320 mg/l, 480 mg/l e 800 mg/l), mais os controles com água de diluição. Em cada concentração foram colocados 5 peixes.

Os peixes foram selecionados com aproximadamente o mesmo tamanho (média \cong 1,93 mm), entre machos e fêmeas, com peso médio de 0,095 g, não ultrapassando o valor recomendado pela CETESB (1987) de 1 g/L. A biometria e pesagem dos peixes, foi realizada apenas com alguns indivíduos dos lotes dos aquários de adaptação, de onde foram retirados os peixes para a realização dos testes.

O lote dos peixes utilizado nos testes não recebeu alimentação 24h antes do início dos ensaios; peixes doentes ou com malformações foram descartados.

Cada ensaio constava de 5 (cinco) concentrações em mg/l (56; 110; 320; 480; 800) feitas a partir da solução-mãe de dicromato de potássio, além dos controles com água de diluição (Anexo A). A solução-mãe de dicromato foi preparada com água de diluição (Anexo A).

Foram medidos em cada concentração, nos aquários, oxigênio dissolvido, pH, condutividade e temperatura.

Em cada aquário foram colocados 5 peixes que foram observados nos períodos de 3h, 6h e 24h. Os aquários foram mantidos a uma temperatura de $23 \pm 1^\circ\text{C}$, com aeração constante.

3.2.2.3. Testes de Toxicidade Aguda com os Efluentes Têxteis

Foram realizados testes preliminares e definitivos com os efluentes têxteis, em aquários de 2000ml, além dos controles com água de diluição. Em cada aquário foram colocados 5 peixes (machos e fêmeas), de tamanhos aproximados.

Foram feitos testes preliminares para os 6 (seis) efluentes analisados, com concentrações que variaram de 6,25 à 100% e mais os controles. Os resultados obtidos nestes testes determinaram as concentrações onde ocorriam de 0% à 100% de mortalidade dos organismos. A partir destes valores determinaram-se as faixas de concentrações utilizadas nos testes definitivos, que variaram de acordo com os efluentes analisados.

Para os 3 efluentes não-tratados foram feitos 3 testes definitivos. As concentrações foram: Efluente 1- 0,19%; 0,37%; 0,75%; 1,5% e 3%. Efluente 2 - 6%; 8,4%; 12%; 17,15%; 24,5%; 35%, 50%. Efluente 3 - 6%; 8,4%; 12%, 17,15%, 24,5%, 35%, 50%.

Os teste de toxicidade aguda com os efluentes tiveram duração de 48 horas, sendo que a cada 24h de exposição, observou-se e anotou-se o número de organismos mortos e vivos. Os peixes mortos eram retirados com puçá de náilon.

Foram medidos em cada aquário, no início e ao final dos testes, pH, OD, condutividade e temperatura.

3.2.3. LUMISTOX (*Vibrio fischeri*)

Os testes de toxicidade aguda com a bactéria *Vibrio fischeri* foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia da Fundação do Meio Ambiente (FATMA), utilizando-se o método da diluição geométrica. Os testes foram realizados de acordo com a norma ISO/DIS 11348(1) (1996) para *Vibrio fischeri*.

Através do sistema LUMISTOX calculou-se a toxicidade aguda dos 6 efluentes têxteis (3 tratados e 3 não-tratados), após 30 minutos de exposição as concentrações destes, pelo grau de inibição que essas substâncias causam na emissão de luz desses organismos.

Para o ensaio do LUMISTOX utilizaram-se bactérias marinhas, bioluminescentes, anaeróbias facultativas, GRAM⁻, da espécie *Vibrio fischeri*, conservadas a -80°C. Para a realização do ensaio preparou-se uma suspensão teste (suspensão stock + solução de reconstituição) que recebeu diferentes diluições do agente teste (efluente têxtil). Realizaram-se medidas da quantidade de luz emitida antes e depois da adição da diluição teste (intervalo de 30s) e calculou-se a quantidade de luz perdida nas diferentes concentrações do agente- teste; os resultados foram comparados com o controle (organismos-teste + solução nutriente).

3.3.Cálculos para a EC₅₀ (*Daphnia magna* e *Vibrio fischeri*) e LC₅₀ (*Poecilia reticulata*)

Os cálculos foram efetuados utilizando-se o software da Burlington Research-INC, Trimmed Spearman-Karber Method for calculation of EC₅₀ (*Daphnia magna*) and LC₅₀ (*Poecilia reticulata*) Values in Bioassay, a partir do número de organismos mortos (CL50) ou imóveis

(CE50), em cada concentração após os períodos de observação de 24h (testes de sensibilidade com dicromato de potássio) e 48h (testes de toxicidade aguda com os efluentes) O software utilizado para o cálculo da CE₅₀, para *Vibrio fischeri*, foi DR LANGE LUMISSOFT III.0.1(MS DOS).

3.4. Testes de bioacumulação de metais em tilápia (*Oreochromis niloticus*), na 4ª semana de tratamento com os efluentes têxteis 3

3.4.1. Captura e adaptação dos peixes

Os peixes estudados, tilápias (*Oreochromis niloticus*), foram coletados em açudes localizados em Florianópolis (Ingleses), que não apresentavam compostos tóxicos que comprometessem ou alterassem o metabolismo dos organismos que ali viviam.

Os peixes foram capturados com tarrafas, colocados em recipientes plásticos (com tampa) de 20l de capacidade, com água do açude (± 10 peixes adultos de 15-60g por recipiente). Foram transportados imediatamente para o Laboratório de Avaliação Ecotoxicológica/CCB/UFSC, onde foram colocados em caixas de água de plásticas pretas, de 300 l de capacidade (20 a 25 peixes por caixa), com água filtrada e água do açude, durante 24h, com aeração constante, cobertas por redes de malha.

Após este período, a água das caixas foi sendo substituída, gradativamente, por água filtrada. Os peixes foram aclimatados em condições controladas: sistema 13:11 h claro/escuro, água fresca filtrada mantida a temperatura de 25°C, oxigênio dissolvido $\cong 7,0 - 8,0 \text{ mg/l}^{-1}$, condutividade $\cong 217 \text{ mS m}^{-1}$. A ração era industrializada, própria para tilápias, do tipo extrusada, colocada diariamente (uma vez ao dia) pela manhã.

3.4.2. Teste de Toxicidade Aguda com os Efluentes Têxteis 3 tratado e não-tratado

Foram feitos 2 testes de toxicidade aguda, com as tilápias (após 60 dias de aclimação), para os efluentes têxteis 3. Foram utilizados aquários com 80L de capacidade, com 5 peixes em cada um (15-50g cada peixe). Foram testadas 5 concentrações para cada efluente (100%; 50%; 25%; 12,5%; 6,25%) mais os controles. Em cada aquário foram medidos pH, condutividade,

oxigênio dissolvido e temperatura. Os aquários foram mantidos em condições controladas de sistema 13:11h claro/escuro, com aeração constante, sem alimentação durante as 48h da duração dos testes.

3.4.3. Experimento de Acumulação de Metais nos Tecidos (Brânquias e Fígados)

Para os testes de bioacumulação foram utilizadas condições em que não ocorreu mortalidade dos peixes. Sendo que a diluição de 1/150 do efluente estava bem abaixo das diluições que apresentaram efeito de toxicidade aguda.

Os efluentes têxteis utilizados nos testes foram previamente filtrados e estocados a 4°C, preservados com H₂SO₄ até pH<2, até serem utilizados (até as 4 semanas de duração do experimento): Efluente 3 de entrada, sem tratamento (tanque de equalização); Efluente 3 saída, final tratado (lagoa de aeração), por processo químico e biológico.

Foram utilizados 3 (três) aquários de 100l de capacidade, um para diluição com efluente 3 têxtil entrada (tanque de equalização), outro para a diluição com efluente 3 têxtil saída (lagoa de aeração) e outro para controle.

Em cada série de experimentos foram utilizados grupos de 15 peixes (15-50g cada um), previamente aclimatados, mantidos nos aquários com efluentes diluídos (1/150), a 20 ± 2,0°C, pH 6,8-7,0 e com aeração constante (oxigênio dissolvido 7,0 – 8,0 mg/l) mais os controles com água filtrada, nas mesmas condições de OD, pH e temperatura. Os efluentes diluídos foram renovados a cada semana (durante 4 semanas), sem remoção dos peixes, através de sifonamento com mangueiras. Um ciclo claro/escuro de 13:11 h foi empregado. Os peixes foram alimentados uma vez ao dia, sendo que 24 horas antes dos experimentos não foi colocado alimento.

3.4.3.1. Análise dos metais

As amostras para análise de metais nos efluentes, foram coletadas em bombonas de polietileno de 20l, preservadas com HNO₃ até pH<2, sob refrigeração (4°C), durante 60 dias.

As análises de metais foram realizadas pelo processo de Espectrofotometria de Absorção Atômica, realizadas no IPAT (Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas), UNESC (Universidade do Extremo Sul de Santa Catarina, Criciúma), pois é um método de alta

sensibilidade para análises qualitativas e quantitativas de átomos, íons ou complexos iônicos de elementos metálicos.

Foram feitas análises de cinco metais traço: Alumínio (Al), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr) e Zinco (Zn), nos efluentes 3 tratado e não-tratado, e nos tecidos (fígado e brânquia) dos peixes (tilápias), após 4 semanas de exposição aos efluentes.

3.4.3.2. Retirada dos fígados e brânquias

Foram sacrificados 15 peixes na 4ª semana de tratamento (5 do efluente entrada; 5 efluente de saída; 5 controles), no Laboratório de Avaliação Ecotoxicológica CCB/UFSC.

Os peixes foram coletados dos aquários com o auxílio de uma rede de nylon e imediatamente imobilizados, mecanicamente, com um estilete inoxidável.

A biometria total (feita com auxílio de um ictiômetro) e o peso total de cada peixe foram anotados (Tabelas I, II e III - Anexo B).

Com o auxílio de tesouras e pinças cirúrgicas inoxidáveis (devidamente lavadas, com água destilada, depois remoção de cada órgão do peixe), foram retirados (incisão abdominal: corte da cloaca até o opérculo) os fígados e as brânquias dos peixes, iniciando-se pelos peixes controles, sendo imediatamente colocados em um isopor com gelo. Os fígados e brânquias foram separados e devidamente pesados e identificados (Tabelas I, II e III - Anexo B).

Após serem feitas as pesagens, os tecidos foram levados imediatamente ao freezer (-10°C), até a hora de serem transportados (congelados) até o IPAT, onde foram feitas as digestões dos tecidos (homogeneizados) com ácido nítrico concentrado e peróxido de hidrogênio, até o clareamento total do extrato. A leitura foi feita pelo método espectrofotométrico de absorção atômica.

3.5. Análise estatística dos resultados obtidos nos testes de toxicidade

As análises estatísticas dos resultados obtidos para os testes de toxicidade, foram feitas pela análise de variância One-Way ANOVA - fator único, utilizando-se o programa MICROCAL ORIGIN.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Parâmetros físico-químicos dos efluentes têxteis

Segundo dados do CONAMA (Resolução N.º 020, de 18 de junho de 1986 - Art. 21) e CETESB (Decreto 39.551, de 11 de novembro de 1994 - Art.18), os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedecem algumas condições como: a) pH entre 5 a 9; b) T (temperatura): inferior a 40°C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C; c) DBO₅ dias (demanda bioquímica de oxigênio), 20°C no máximo de 60 mg/l. Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluentes de sistema de tratamento de águas residuais que reduza a carga poluidora em termos de DBO₅ dias, do despejo em no mínimo 80%; d) OD (oxigênio dissolvido), em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/l O₂.

Na Tabela 1 são apresentados os resultados das características físico-químicas das amostras dos 6 efluentes têxteis analisados :

TABELA 1 - Características físico-químicas dos 6 efluentes têxteis (entrada e saída)

PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	EFFLUENTES 1		EFFLUENTES 2		EFFLUENTES 3	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Condutividade (mS)	0,968	2,53	1,716	2,87	2,11	2,41
Dureza (mg/l CaCO ₃)	40	82,4	58,4	85,4	85,6	110,7
DBO ₅ (mg/l)	490	43	612	102	661,48	109
DQO (mg/l)	693,436	231,042	1394,24	399,48	744	230,74
pH	7,87	7,52	5,39	7,44	7,15	6,24
OD (mg/l)	1,35	5,17	1,80	5,34	1,71	6,38
COT (mg/l)	93	143	46,71	108,4	97,61	173,1
N A* (mg/l)	0,224	0,084	0,124	0,038	0,231	0,101
NT** (mg/l)	27,44	1,12	12,88	0,56	10,08	2,80
Temperatura (°C)	42	33,4	41,3	34,2	41,5	32,6

NA = Nitrogênio amoniacal; **NT = nitrogênio total Kjeldhal

De acordo com os valores estabelecidos pelo CONAMA e pela CETESB, o pH e a temperatura dos efluentes de saída (tratados) aqui analisados encontram-se dentro dos parâmetros

exigidos; por outro lado, a DBO dos efluentes 2 e 3 está acima do valor máximo permitido, enquanto que o efluente 1 apresentou DBO abaixo do valor máximo permitido; o OD também se encontra alterado nos efluentes 1 e 2 onde foi inferior a 6 mg/l, enquanto que o efluente 3 apresentou níveis de OD dentro dos parâmetros exigidos. Todos os efluentes de entrada (não-tratados) apresentaram valores de T^0 , DBO e OD fora dos parâmetros exigidos pelo CONAMA e CETESB.

Entre os efluentes não-tratados o efluente 1 apresentou os menores valores para a condutividade, dureza, DBO, e OD; e os maiores valores para pH e nitrogênio total (NTK). O efluente 2 apresentou valores maiores para DQO e OD e valores menores de pH, COT e nitrogênio amoniacal (NA). O efluente 3 apresentou os maiores valores para a condutividade, dureza, DBO, COT e NA; e valores menores para DQO e NKT.

Entre os efluentes tratados, o efluente 1 apresentou os menores valores para dureza, DBO, OD e o maior valor apenas para o pH. O efluente 2 apresentou os menores valores para COT, NA e NTK; e o maior valor para DQO. O efluente 3 apresentou valores maiores para dureza, DBO, OD, COT, NA e NTK.

A variação observada entre os efluentes tratados pode ser devido à heterogeneidade dos efluentes gerados pela indústria, em função das diferentes etapas de processamento empregadas, que são principalmente a desengomagem, estonagem (enzimas ácidas e neutras), descoloração do tecido, alveijamento, amaciamento, tingimento, resinagem, acidificação e alcalinização.

Observa-se que o tratamento empregado pela indústria foi eficiente quanto à redução dos seguintes parâmetros físico-químicos: DBO; DQO; NA; NTK.

Quanto à remoção de DBO, DQO, NA e NTK, pode-se verificar na Tabela 1 que o efluente 1 apresentou a maior eficiência de remoção para DBO (91,22%) e NTK (95,9%); o efluente 2 apresentou a maior eficiência de remoção para DQO (71,35%) e NA (69,35%); o efluente 3 foi o que apresentou a menor eficiência de remoção para DQO (6,9%), NA (56,28%) e NTK (72,22%).

O aumento em COT (amostras filtradas), nos efluentes tratados, pode ser devido ao aumento da biomassa, consequência do tratamento biológico empregado (lagoa aerada). O maior aumento em COT foi observado no efluente 2 (57%), e o menor foi observado no efluente 1 (35%).

O aumento da condutividade e da dureza nos efluentes tratados pode ser devido à adição de sais utilizados no tratamento químico, como óxido de cálcio e sulfato de alumínio. O maior aumento da condutividade ocorreu no efluente 1 (61,7%), e o menor aumento foi no efluente 3 (12,45%).

Os corantes empregados no processo de tingimento e no processo de desengomagem (gerando muito carboidratos), são algumas das razões pelas quais os efluentes não-tratados apresentaram uma DQO e DBO muito altas.

Segundo Lin & Chen (1997), trocas frequentes de corantes utilizados no processo de tingimento podem causar consideráveis variações nas concentrações de DQO, cor e valores de pH.

Os corantes utilizados pela indústria são do tipo reativo (Azul BF GN, Laranja BF 2R e Amarelo BF 3R) e direto (Preto Direto NF 700%). Segundo Guaratini & Zanoni (2000), os corantes reativos e diretos possuem alta solubilidade em água, conferindo cor escura aos efluentes não-tratados. Com a adição de sulfato de alumínio ocorre redução da cor, conseqüentemente há também redução dos valores de DQO e DBO.

O tratamento em lagoa aerada aumenta a oxigenação do meio e, conseqüentemente, ocasiona diminuição da DQO e DBO..

A grande maioria dos corantes contém nitrogênio em sua composição, por exemplo, na forma de azo-aminas. A redução da cor pelo tratamento químico e biológico conseqüentemente vai reduzir a concentração de nitrogênio no efluente final.

Ainda segundo Guaratini & Zanoni (2000), o uso da técnica de coagulação/floculação usando polieletrólitos e/ou floculantes inorgânicos (sais de ferro e alumínio) apresenta grau variável de sucesso como tratamento terciário para remoção da cor do efluente têxtil. Para se obter uma alta eficiência da técnica, normalmente deve-se utilizar um excesso de polieletrólito junto com sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) e amônia.

O aumento dos valores de OD nos efluentes tratados em relação aos efluentes de não-tratados, é devido ao tratamento biológico da lagoa aerada, que garante a homogeneização entre a fase líquida e a sólida, provendo a fase líquida de oxigênio dissolvido, necessário para a oxidação dos diferentes substratos.

Portanto, no que se refere ao controle dos parâmetros físico-químicos dos efluentes tratados, os tratamentos empregados pela indústria (físico-químico e biológico) foram eficientes.

4.2. Testes de toxicidade

Vibrio fischeri, *Daphnia magna* e *Poecilia reticulata* são organismos de diferentes níveis tróficos e de fácil manutenção em laboratório. Estes organismos têm sido empregados como bioindicadores de toxicidade de efluentes industriais em todo o mundo e por esses motivos eles foram escolhidos neste trabalho para serem utilizados como bioindicadores nos testes de toxicidade aguda com as amostras dos efluentes tratados e não-tratados.

4.2.1. *Vibrio fischeri*

A Tabela 2 mostra o grau de inibição das bactérias nas 9 diluições das amostras dos 3 efluentes tratados e nos controle

TABELA 2. Grau de inibição (%) das bactérias (*Vibrio fischeri*) nas 9 diluições (e no controle) das amostras dos 3 efluentes tratados

Concentração (%)	% de inibição		
	Efluente 1	Efluente 2	Efluente 3
0	0	0	0
0,20	0,07	1,83	-3,70
0,39	2,13	2,70	-2,32
0,78	3,79	3,60	-8,19
1,56	9,09	7,02	-0,79
3,13	12,42	9,88	4,68
6,25	15,61	15,39	5,09
12,5	28,12	24,31	13,51
25,0	44,10	35,18	24,24
50,0	77,80	49,11	40,73

Os resultados das CE_{50} (%) obtidos a partir dos dados da Tabela 2 para a os efluentes tratados são mostrados na Tabela 3.

TABELA 3. Concentrações Efetivas Médias (CE₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos com amostras dos efluentes tratados, e respectivas UTA, utilizando *Vibrio fischeri* como bioindicador

Efluentes tratados	CE ₅₀ (%)	UTA
1	23,42	4,27
2	52,64	2,0
3	71,53	1,39

UTA = unidade de toxicidade aguda - exprime uma relação inversa a CE₅₀ e CL₅₀, ou seja, quanto menores estes valores maior será a toxicidade e maior será a UTA (CETESB, 1992).

De acordo com os resultados obtidos (Tabelas 2 e 3) os efluentes tratados oferecem maior grau de inibição aos organismos na concentração de 50%; o efluente 1 foi o que apresentou maior efeito tóxico para as bactérias, possuindo o maior grau de inibição da bioluminescência (77,80%) e UTA = 4,27. Em seguida está o efluente 2, com poder de inibição igual a 49,11% e UTA igual a 1,90, e o efluente 1 ofereceu 40,73% de inibição e UTA = 1,39.

A Tabela 4 mostra o grau de inibição das bactérias nas 5 diluições das amostras dos efluentes não-tratados e controles.

TABELA 4. Grau de inibição (%) das bactérias nas 5 diluições das amostras dos efluentes não-tratados e controle.

Concentração (%)	% de inibição		
	Efluente 1	Efluente 2	Efluente 3
0	0	0	0
1,56	12,21	2,48	7,13
3,13	21,89	6,94	11,61
6,25	39,64	14,48	20,63
12,5	45,98	24,97	32,40
25,0	77,32	39,29	55,79

Os resultados das CE₅₀ (%), para a os efluentes têxteis tratados (lagoa aerada) são mostrados na Tabela 5.

TABELA 5. Concentrações Efetivas Médias (CE₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos com amostras dos efluentes não-tratados e respectivas UTA, utilizando *Vibrio fischeri* como bioindicador

Efluentes não-tratados	CE ₅₀ (%)	UTA
1	10,10	9,9
2	39,74	2,52
3	21,92	4,56

De acordo com os resultados obtidos (Tabelas 4 e 5), os efluentes não-tratados ofereceram seu maior grau de inibição na concentração de 25%; o efluente 1 não-tratado foi o que apresentou maior efeito tóxico para as bactérias, possuindo o maior poder de inibição da bioluminescência (77,32%) e UTA = 9,9. Em seguida está o efluente 3, com poder de inibição igual a 25,51% de com UTA igual a 4,56; o efluente 2 apresentou 17,63% de inibição e UTA = 2,52.

4.2.2. *Daphnia magna*

Os resultados dos parâmetros físico-químicos (pH, dureza, OD) das águas de diluição (meio básico - Anexo A) utilizadas nos testes (sensibilidade, preliminares e definitivos) estão apresentados no Anexo C - Tabelas IV e V.

Segundo FRELLO (1998) a dureza da água de diluição deve ser 250 ± 25 mg/l em CaCO₃, pH $7,8 \pm 0,2$ e o OD deve estar acima de 60% para permitir a sobrevivência dos organismos por no mínimo 48 horas. Portanto, pelos resultados obtidos para as águas de diluição, as condições para a realização dos testes de sensibilidade, preliminares e definitivos, estavam de acordo com as recomendações citadas.

4.2.2.1. Testes de sensibilidade de *Daphnia magna* ao dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇)

A Tabela VI (Anexo C) mostra os resultados obtidos para os testes de sensibilidade (24 horas) e a Figura 10 mostra a distribuição da quantidade de daphnídeos imóveis nas concentrações (0.40; 0.50; 0.85; 1.00; 1.30; 1.45; 1.75), em mg/l, dos 3 testes de sensibilidade e nos controles (24 horas).

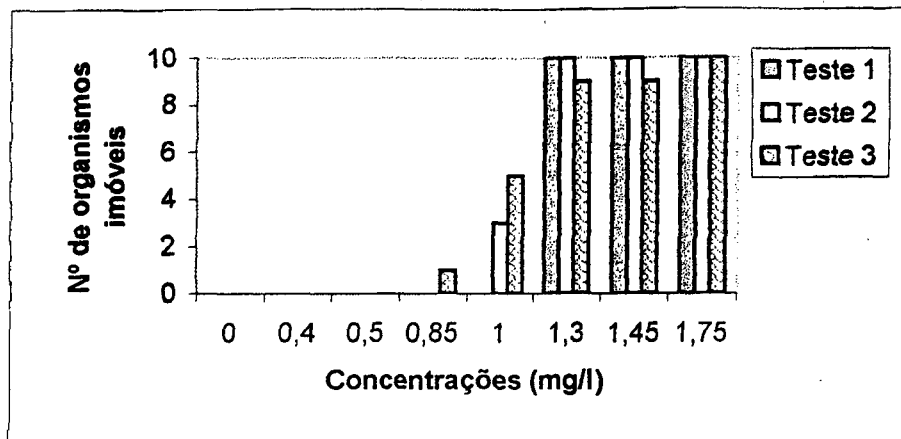


FIGURA 10 - Distribuição da quantidade de microcrustáceos imóveis nas concentrações dos 3 testes de sensibilidade e controles (24horas)

Baseando-se nos resultados obtidos nos testes de sensibilidade, observa-se que as concentrações de 1,30 até 1,75 mg/l induziram imobilidade/mortalidade muito alta. A concentração de 1,00 mg/l induziu imobilidade/mortalidade baixa e variável entre os testes, sendo que no teste 1, não ocorreu imobilidade/mortalidade dos organismos nessa concentração. Nas concentrações de 0,40 a 0,85 mg/l não ocorreu imobilidade/mortalidade dos organismos, nos testes 1 e 2; no teste 3, na concentração de 0,85 mg/l, uma das repetições apresentou um organismo imóvel.

O resultado da análise estatística dos resultados dos números de daphnias encontradas imóveis nos 3 testes de sensibilidade, nas diferentes concentrações, está apresentado na Tabela VII (Anexo C). De acordo com o resultados desta análise estatística, as diferenças encontradas nos testes para cada concentração testada (24 horas), não são significativas ($p = 0,977$; $\alpha = 0,05$).

A Tabela 6 mostra as Concentrações Efetivas Iniciais Médias (CE (I) 50) dos 3 testes de sensibilidade, calculadas a partir dos resultados do número de organismos imóveis, durante o período de 24 horas de duração dos testes.

TABELA 6. Concentrações Efetivas Iniciais Médias (CE (I) 50), em mg/l, das soluções empregadas nos testes de sensibilidade (24 h) com *Daphnia magna*

Testes	CE (I) 50	LC	UC
1	1,14	-	-
2	1,07	1,01	1,14
3	1,04	0,95	1,14

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança

UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança

Segundo FRELLO (1998) a faixa aceitável de CE (I) 50, para o dicromato de potássio, deve estar entre 0,9 a 2,0 mg/l. De acordo com os valores obtidos de CE (I) 50 para os 3 testes de sensibilidade (24 horas) a média encontrada foi de 1,08 mg/l, com um desvio padrão igual a 0,0513 e coeficiente de variação igual a 0,0475, portanto os resultados das CE (I) 50 dos 3 testes de sensibilidade apresentaram-se próximos e dentro da faixa aceitável para o dicromato de potássio. Sendo assim, os organismos foram considerados aptos a serem utilizados nos testes de toxicidade aguda, com os efluentes tratados e não-tratados

4.2.2.2. Testes preliminares de toxicidade aguda com amostras dos efluentes têxteis tratados e não-tratados

Os resultados obtidos nos testes preliminares (concentrações variando de 11,76% a 100% - fator de diluição 0,7) para as amostras dos 3 efluentes tratados, não revelaram toxicidade aguda em nenhuma das concentrações testadas, nas 48 horas de duração dos testes.

Os resultados dos 3 testes preliminares para as amostras dos 3 efluentes têxteis não-tratados, referentes ao n.º de organismos imóveis, são apresentadas nas Tabelas VIII, IX e X (Anexo C). Os resultados obtidos mostram apresentaram níveis de toxicidade diferentes, variando tanto em relação aos efluentes como em relação as concentrações testadas. O efeito tóxico agudo para os organismos foi maior nas primeiras 24 horas da duração dos testes.

A Tabela 7 mostra os resultados das CE₅₀ (%) obtidas com os testes preliminares (24 e 48 h).

TABELA 7. Concentrações Efetivas Médias (CE₅₀), em %, dos testes preliminares de toxicidade aguda (24 e 48 h) das amostras dos efluentes não-tratados nas diferentes concentrações

Efluentes	24 horas				48 horas			
	CE ₅₀ (%)	UTA	LC	UC	CE ₅₀ (%)	UTA	LC	UC
1	6,30	15,87	3,63	10,94	1,76	56,82	1,30	2,39
2	41,83	2,39	39,40	44,41	32,05	3,12	24,56	41,83
3	39,56	2,53	32,37	48,34	20,81	4,80	17,95	24,13

LC (lower confidence) = limite inferior do intervalo a 95% de confiança

UC (upper confidence) = limite superior do intervalo a 95% de confiança

UTA = unidade de toxicidade aguda

Os resultados da Tabela 7 mostram que o efluente 1 foi o que demonstrou, em 48 horas, o valor mais baixo de CE₅₀ (%) e o efluente 2 o valor mais alto, ou seja, o efluente 1 pode ser considerado, nesse caso, o que ofereceu maior toxicidade para os daphnídeos nos testes preliminares.

4.2.2.3. Testes definitivos de toxicidade aguda de amostras dos 3 efluentes não-tratados

Os resultados dos testes definitivos de toxicidade aguda, quanto ao número de microcrustáceos imóveis, estão apresentados nas Tabelas XI, XIII e XV (Anexo C), e as respectivas análises estatísticas estão apresentadas nas Tabelas XII, XIV e XVI (Anexo C). O efeito tóxico agudo para os organismos, foi maior nas primeiras 24 horas de duração dos testes para todas as amostras dos efluentes não-tratados testadas.

4.2.2.3.1. Testes definitivos de toxicidade aguda de amostras do efluente 1 não-tratado

A Tabela XI (Anexo C) mostra que, das amostras do efluente 1 não-tratado, na de concentração de 3% foi onde ocorreu a maior imobilidade dos microcrustáceos (cerca de 96,66%); na concentração de 1,5% ocorreu 43,33% de imobilidade dos organismos; nas demais concentrações (0,19%; 0,37% e 0,75%) não ocorreu imobilidade dos organismos em nenhum dos períodos de observação (24 e 48 horas).

A Figura 11 mostra a variação das respostas, quanto ao número de microcrustáceos imóveis, entre as amostras dos 3 testes do efluente 1 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações (0,19%; 0,37%; 0,75%; 1,5% e 3%). A análise estatística destes dados encontra-se na Tabela XII (Anexo C), sendo que a variação observada entre os 3 testes (48 horas) não foi significativa ($p = 0,996$; $\alpha = 0,05$).

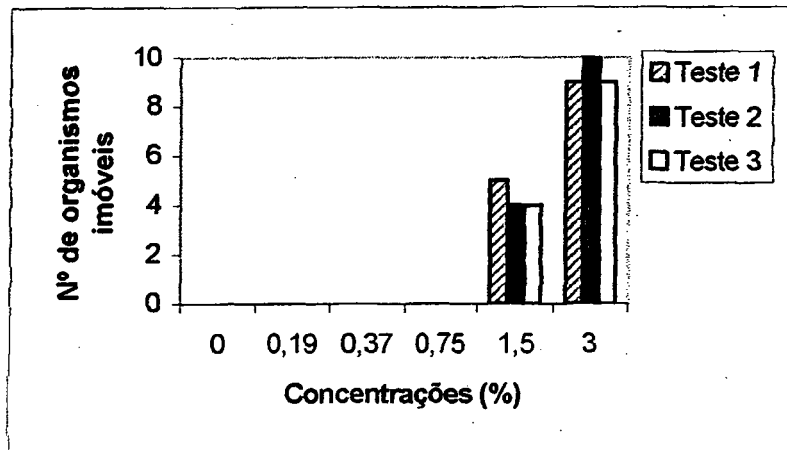


FIGURA 11. Variação das respostas, quanto ao número de microcrustáceos imóveis, entre os 3 testes de toxicidade aguda de amostras do efluente 1 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.

A partir dos resultados do n.º de organismos imóveis por período de observação de 24 e 48 horas (Tabela XI), calculou-se as Concentrações Efetivas Médias (CE_{50}) dos testes definitivos do efluente 1 não-tratado (Tabela 8).

TABELA 8. Concentrações Efetivas Médias (CE_{50}), em %, das diferentes diluições do efluente 1 não-tratado, empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda (24 e 48 h).

Teste definitivo	24 horas				48 horas			
	CE_{50} (%)	UTA	LC	UC	CE_{50} (%)	UTA	LC	UC
1	2,61	38,31	1,84	3,70	1,55	64,52	1,16	2,08
2	2,38	42,01	1,88	3,01	1,61	62,11	1,30	1,95
3	2,38	42,01	1,88	3,01	1,69	59,17	1,27	2,26

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança
 UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança
 UTA = unidade de toxicidade aguda

Como não foi observada diferença significativa entre os testes definitivos de toxicidade aguda de amostras do efluente 1 não-tratado, calculou-se a média das CE_{50} (%) dos 3 testes definitivos deste efluente. Com base neste valor (média = 2,45) pode-se afirmar que o efluente 1 não-tratado é altamente tóxico e poderia causar danos se fosse lançado sem tratamento no meio ambiente.

4.2.2.3.2. Testes definitivos de toxicidade aguda de amostras do efluente 2 não-tratado

A Tabela XIII (Anexo C) mostra que na concentração de 50% foi onde ocorreu a maior imobilidade dos microcrustáceos (cerca de 90%); nas demais concentrações foram obtidos os seguintes resultados quanto à imobilidade dos organismos: 24,5%, 43,33% de imobilidade; 17,15%, 33,33% de imobilidade; 12%, 20% de imobilidade e na concentração de 8,4 % apenas um organismo foi encontrado imóvel (3,33%); a concentração de 6% não ofereceu toxicidade aguda para os organismos em nenhum período de observação (24 e 48 horas).

A Figura 12 mostra a variação das respostas, quanto ao número de organismos imóveis, entre as amostras dos 3 testes do efluente 2 não-tratado (48 horas). A análise estatística destes dados encontra-se na Tabela XIV (Anexo C), sendo que a variação observada entre os 3 testes (48 horas) não foi significativa ($p = 0,954$; $\alpha = 0,05$).

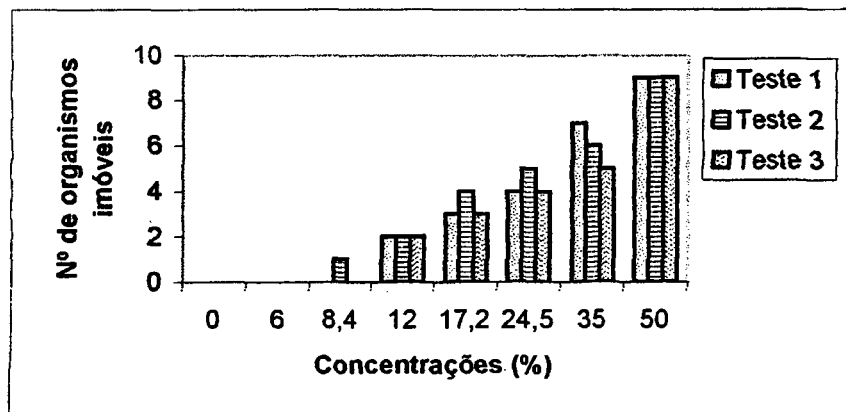


FIGURA 12. Variação das respostas, quanto ao número de microcrustáceos imóveis, entre os 3 testes de toxicidade aguda de amostras do efluente 2 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.

A partir dos resultados do n.º de organismos imóveis por período de observação de 24 e 48 horas (Tabela XI), calculou-se as Concentrações Efetivas Médias (CE_{50}), dos testes definitivos do efluente 2 não-tratado (Tabela 9).

TABELA 9. Concentrações Efetivas Médias (CE_{50}) em %, das diferentes diluições do efluente 2 não-tratado, empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda (24 e 48 h).

Teste definitivo	24 horas				48 horas			
	CE_{50} (%)	UTA	LC	UC	CE_{50} (%)	UTA	LC	UC
1	35,00	2,86	17,62	69,51	24,77	4,04	19,23	31,91
2	32,01	3,12	20,72	49,46	23,43	4,27	17,84	30,78
3	41,83	2,39	20,90	35,10	27,08	3,69	20,90	35,10

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança

UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança

UTA = unidade de toxicidade aguda

Como não foi observada diferença significativa entre os testes definitivos de toxicidade aguda de amostras do efluente 2 não-tratado, calculou-se a média das CE_{50} (%) para os 3 testes definitivos deste efluente. Com base neste valor (média = 25,09) pode-se afirmar que o efluente 2 não-tratado, mesmo tendo a CE_{50} cerca de 10 vezes maior que a do efluente 1, é considerado tóxico e poderia causar danos ao meio ambiente, se não fosse submetido a tratamento antes de ser lançado no ambiente.

4.2.2.3.3. Testes definitivos de toxicidade aguda de amostras do efluente 3 não-tratado

A Tabela XV (Anexo C) mostra 100% de imobilidade dos microcrustáceos nas concentrações de 50 e 35%; a concentração de 24,5 % causou imobilidade de 96,6% dos organismos; a concentração de 17,15% imobilizou 20% dos organismos; na concentração de 12% observaram-se 3 organismos imóveis (10%); nas demais concentrações (8,4 e 6%) não foram observados organismos imóveis em nenhum dos períodos de observação (24 e 48 horas).

A Figura 13, mostra a variação das respostas, quanto ao número de organismos imóveis nas diluições dos 3 testes de toxicidade aguda de amostras do efluente 3 não-tratado (48 horas). A análise estatística destes dados, Tabela XVI (Anexo C), mostra que a variação observada entre os 3 testes (48 horas) não foi significativa ($p = 0,998$; $\alpha = 0,05$).

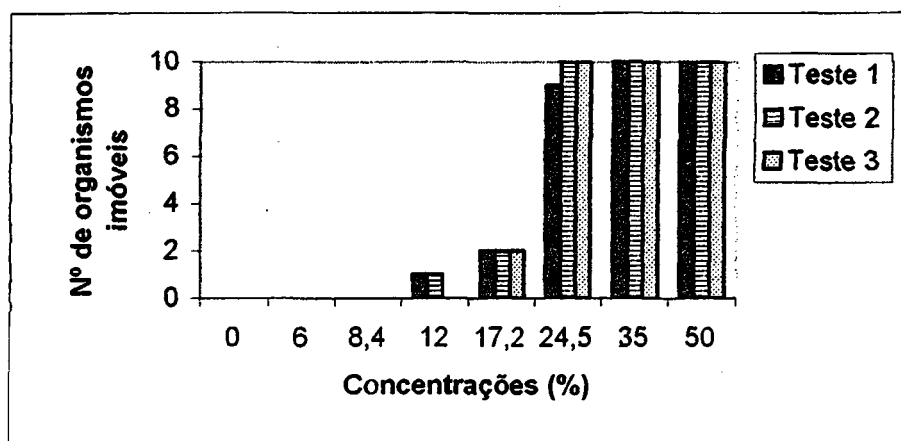


FIGURA 13. Variação das respostas, quanto ao número de microcrustáceos imóveis, entre os 3 testes de toxicidade aguda de amostras do efluente 3 não-tratado (48horas), nas diferentes concentrações.

A partir dos resultados do n.º de organismos imóveis por período de observação de 24 e 48 horas (Tabela XV), calculou-se as Concentrações Efetivas Médias (CE_{50}), dos testes definitivos de toxicidade aguda de amostras do efluente 3 não-tratado (Tabela 10).

TABELA 10. Concentrações Efetivas Médias (CE_{50}), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda (24 e 48 h) com amostras do efluente 3 não-tratado

Teste definitivo	24 horas				48 horas			
	CE_{50} (%)	UTA	LC	UC	CE_{50} (%)	UTA	LC	UC
1	31,70	3,15	24,94	40,29	19,09	5,24	16,73	21,77
2	33,64	2,97	26,39	42,88	18,40	5,43	16,45	20,62
3	33,64	2,97	26,39	42,88	19,09	5,24	17,44	20,89

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança; UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança; UTA = unidade de toxicidade aguda

Como não foi observada diferença significativa entre os testes de toxicidade aguda de amostras do efluente 3, calculou-se a média das CE_{50} (%) para os 3 testes definitivos de amostras deste efluente. Com base neste valor (média =18,64) pode-se afirmar que o efluente 3 não-tratado, mesmo tendo a CE_{50} cerca de 7 vezes maior que a do efluente 1, é considerado tóxico e poderia causar danos ao meio ambiente, se não fosse submetido a tratamento antes de ser lançado no ambiente.

4.2.3. *Poecilia reticulata*

Os resultados obtidos para as águas de diluição utilizadas no preparo das concentrações e controle dos testes de sensibilidade, preliminares e definitivos encontram-se nas Tabela XVII e XVIII (Anexo D). Os resultados nas análises dos parâmetros físico-químicos das águas de diluição enquadraram-se nos requisitos recomendados por FRELLO (1998) para água de diluição e controle dos testes, que são: condutividade \cong 160 μ S/cm; dureza 40-48 mg/l em Ca CO₃; OD 40% de saturação e pH 7,2-7,6.

Os resultados nas análises dos parâmetros físico- químicos dos aquários onde fora realizados os testes de sensibilidade e da água de diluição dos aquários de adaptação encontram-se respectivamente nas Tabelas XIX e XX (Anexo D).

4.2.3.I. Testes de sensibilidade de *Poecilia reticulata* ao dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$)

A Tabela XXI (Anexo D) mostra os resultados obtidos quanto ao número de peixes mortos nos testes de sensibilidade (24 horas) e a Figura 14 mostra a distribuição da quantidade de peixes mortos nas 5 concentrações dos 3 testes de sensibilidade (56 mg/l, 110 mg/l, 320 mg/l, 480 mg/l e 800 mg/l) e nos controles.

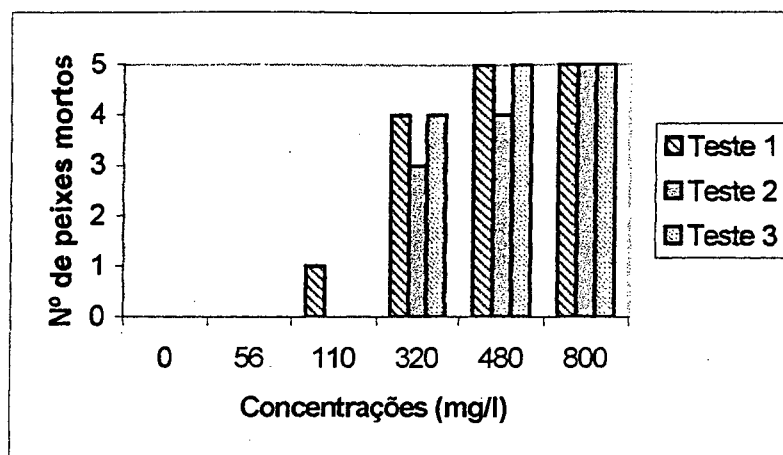


FIGURA 14. Distribuição da quantidade de peixes mortos nas concentrações dos 3 testes de sensibilidade e controles (24horas)

De acordo com os valores obtidos nos testes de sensibilidade (24 horas), nas concentrações de 320 mg/l a 800 mg/l ocorreram mortalidade elevada em todos os testes, após 24 horas, e nenhuma morte até 6 horas de exposição; na concentração de 110 mg/l ocorreu apenas 1 peixe morto (20%) no teste 1; nos demais testes (2 e 3) nessa concentração, não ocorreram mortes (24 horas); na concentração de 56 mg/l, não ocorreu mortalidade dos peixes nos 3 testes, nas 24 horas de exposição.

A análise estatística dos resultados dos números de peixes mortos nos 3 testes de sensibilidade, nas diferentes concentrações, encontra-se na Tabela XXII (Anexo D). De acordo com o resultados desta análise estatística, as diferenças encontradas nos testes, para cada concentração testada (24 horas), não foram significativas ($p = 0,937$; $\alpha = 0,05$).

A Tabela 11 mostra os resultados das concentrações letais médias (CL_{50}) dos testes de sensibilidade, calculadas a partir do número de peixes mortos nas diferentes concentrações do dicromato de potássio.

TABELA 11. Concentrações letais médias (CL₅₀), em mg/L, das soluções empregadas nos testes de sensibilidade (24 h) com *Poecilia reticulata*

Testes	CL ₅₀	LC	UC
1	182,62	121,41	274,70
2	276,08	192,23	396,51
3	217,40	167,03	282,95

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança
 UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança

De acordo com os valores obtidos de CL₅₀ para os 3 testes de sensibilidade, após 24 horas, a média encontrada foi de 225,36 mg/l, desvio padrão igual à $sd = 47,23$ e coeficiente de variação igual à $cv = 0,209$.

Segundo FRELLO (1998) esses resultados obtidos para os testes de sensibilidade, mostram que os lotes de peixes utilizados possuem sensibilidade muito próxima, sendo considerados aptos para sua utilização nos testes de toxicidade aguda com os efluentes têxteis.

4.2.3.2. Testes preliminares de toxicidade aguda com os efluentes tratados e não-tratados

De acordo com os resultados obtidos nos testes preliminares para os efluentes tratados, nas concentrações de 24% a 100% (fator de diluição 0,7), não ocorreu mortalidade dos organismos, durante o período de observação de 24 e 48 horas de duração do teste, em nenhum dos 3 efluentes tratados.

Os testes preliminares de toxicidade aguda dos 3 efluentes não-tratados revelaram níveis de toxicidade diferentes, variando tanto em relação aos efluentes como em relação às concentrações testadas.

Os resultados obtidos para os testes preliminares de toxicidade aguda dos efluentes têxteis não-tratados, referentes ao n.º de peixes mortos, são mostrados nas Tabelas XXIII, XXIV e XXV (Anexo D).

A Tabela 12 mostra os resultados das CL₅₀ (%), obtidas nos testes preliminares de toxicidade aguda, após 24 e 48 horas de exposição.

TABELA 12. Concentrações Letais médias (CL₅₀), em %, dos testes preliminares de toxicidade aguda das amostras dos efluentes não-tratados (24 e 48 h), nas diferentes concentrações.

Efluente	24 horas				48 horas			
	CL ₅₀ (%)	UTA	LC	UC	CL ₅₀ (%)	UTA	LC	UC
1	50,69	1,97	39,87	64,44	38,04	2,63	31,05	46,59
2	47,20	2,12	38,51	57,84	40,89	2,44	32,73	51,07
3	50,69	1,97	39,87	64,44	38,04	2,63	31,05	46,59

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança

UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança

UTA = unidade de toxicidade aguda

De acordo com a Tabela 12, em 48 horas, os efluentes 1 e 3, não-tratados, causaram, no teste preliminar, os valores mais baixos para CL₅₀ (%), e o efluente 2 o valor mais alto, ou seja, os efluentes 1 e 3 apresentaram maior toxicidade para *Poecilia reticulata*, embora a diferença não seja tão expressiva.

4.2.3.3. Testes definitivos de toxicidade aguda com amostras dos efluentes não-tratados

Os resultados dos testes definitivos, quanto ao número de peixes mortos, estão apresentados nas Tabelas XXVI, XXVIII e XXX (Anexo D), e as respectivas análises estatísticas estão apresentadas nas Tabelas XXVII, XXIX e XXXI (Anexo D). O efeito tóxico agudo para os organismos foi maior nas primeiras 24 horas de duração dos testes para todas as amostras dos 3 efluentes não-tratados.

4.2.3.3.1. Testes definitivos de toxicidade aguda do efluente 1 não-tratado

A Tabela XXVI (Anexo D) mostra que o efluente 1 causou maior mortalidade nas concentrações de 70% e 100% (cerca de 97% de mortalidade); as concentrações de 49 e 50% causaram cerca de 85% de mortalidade; a concentração de 34% causou 40% de mortalidade; na concentração de 24% não ocorreu morte dos peixes (24 e 48 h).

A Figura 15 mostra a variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos, dos 3 testes de toxicidade aguda de amostras do efluente 1 não-tratado (48 horas), nas diferentes

concentrações testadas (24%, 34%, 49%, 70% e 100%). A análise estatística destes dados encontra-se na Tabela XXVII (Anexo D), sendo que a variação observada entre os 3 testes (48 h) não foi significativa ($p = 0,969$; $\alpha = 0,05$).

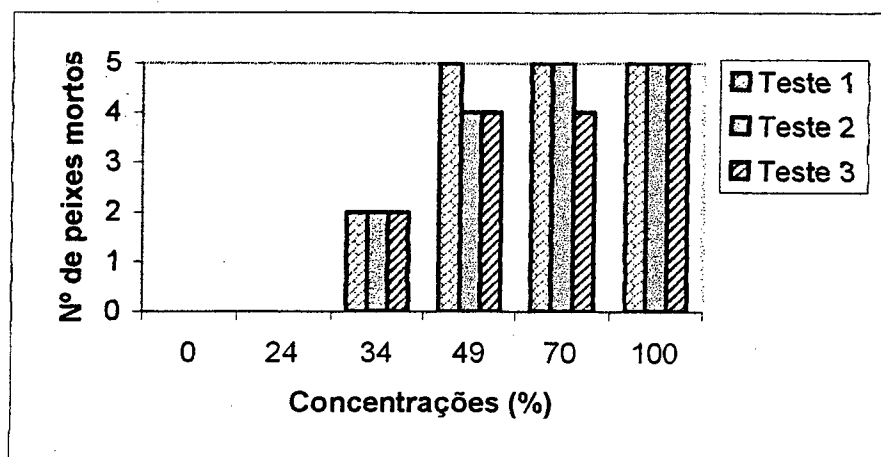


FIGURA 15. Variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos, entre as amostras dos 3 testes de toxicidade aguda do efluente 1 não-tratado (48horas), nas diferentes concentrações.

A partir dos resultados do n.º de organismos mortos, por período de observação de 24 e 48 horas, calcularam-se as Concentrações Letais Médias (CL_{50}), dos testes definitivos de toxicidade aguda do efluente 1 não-tratado (Tabela 13).

TABELA 13. Concentrações Letais médias (CL_{50}), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda (24 e 48 h), com amostras do efluente 1 não-tratado.

Teste Definitivo	24 horas				48 horas			
	CL_{50} (%)	UTA	LC	UC	CL_{50} (%)	UTA	LC	UC
1	43,91	2,28	35,83	53,81	35,39	2,82	30,26	41,38
2	50,69	1,97	39,87	64,44	38,04	2,63	31,05	46,59
3	59,46	1,68	32,44	108,98	40,85	2,46	32,14	51,91

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança

UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança

UTA = unidade de toxicidade aguda

Como não foi observada diferença significativa entre os testes, calculou-se a média das CL_{50} (%) para os 3 testes definitivos de toxicidade aguda de amostras do efluente 1 não-tratado. Com base neste valor (média = 38,01) pode-se afirmar que o efluente 1 não-tratado é tóxico e poderia causar danos se fosse lançado no meio ambiente sem tratamento.

4.2.3.3.2. Testes definitivos de toxicidade aguda do efluente 2 não-tratado

A Tabela XXVIII (Anexo D) mostra que na concentração de 100% o efluente 2 causou 100% de mortalidade; a concentração de 50% causou, em média, 66,66% de mortalidade; a concentração de 25% causou 20% de mortalidade, e nas demais concentrações (6,25 e 12,5%) não foi observada morte dos peixes (24 e 48 h).

A Figura 16 mostra a variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos dos 3 testes de toxicidade aguda de amostras do efluente 2 não-tratado (48 horas) nas diferentes concentrações (6,25%; 12,5%; 25%; 50% e 100%). A análise estatística destes dados encontra-se na Tabela XXIX (Anexo D), sendo que a variação observada entre os 3 testes (48 h) não foi significativa ($p = 0,963$; $\alpha = 0,05$).

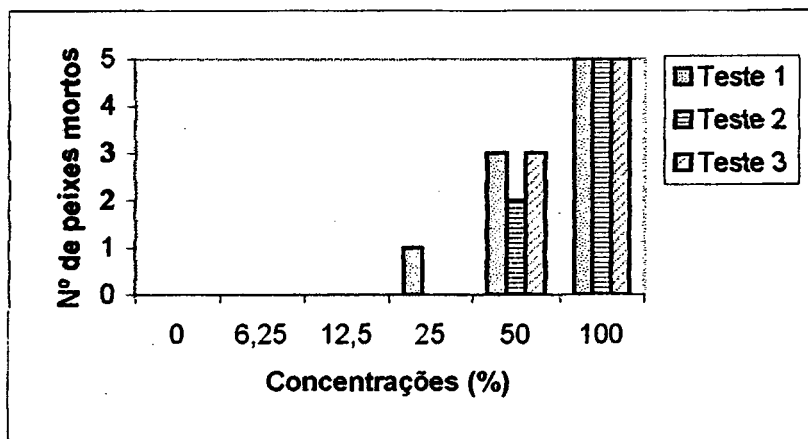


FIGURA 16. Variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos, entre as amostras dos 3 testes de toxicidade aguda do efluente 2 não-tratado (48 horas), nas diferentes concentrações.

A partir dos resultados do n.º de organismos mortos, por período de observação de 24 e 48 horas, calcularam-se as Concentrações Letais Médias (CL₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda com o efluente 2 não-tratado (Tabela 14).

TABELA 14. Concentrações Letais médias (CL₅₀), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda (24 e 48 h) com amostras do efluente 2 não-tratado

Teste Definitivo	24 horas				48 horas			
	CL ₅₀ (%)	UTA	LC	UC	CL ₅₀ (%)	UTA	LC	UC
1	59,46	1,68	32,44	108,98	40,61	2,46	27,44	60,11
2	53,59	1,86	39,55	72,61	35,36	2,83	24,90	50,21
3	59,46	1,68	32,44	108,98	46,65	2,14	34,43	63,21

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança

UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança

UTA = unidade de toxicidade aguda

Como não foi observada diferença significativa entre os testes definitivos de toxicidade aguda com o efluente 2 não-tratado, calculou-se a média das CL₅₀(%) para os 3 testes definitivos do efluente 2 não-tratado. Mesmo tendo uma média de CL₅₀ (média =40,87) maior que o efluente 1 (média = 38,01), pode-se afirmar que o efluente 2 não-tratado é tóxico e também poderia causar danos se fosse lançado no meio ambiente sem tratamento.

4.2.3.3.3. Testes definitivos de toxicidade aguda com amostras do efluente 3 não-tratado

A Tabela XXX (Anexo D) mostra que na concentração de 100% do efluente 3 ocorreu a maior mortalidade de peixes, cerca de 86,66%; a concentração de 50% causou 40% de mortalidade; as demais concentrações (6,25%; 12,5% e 25%) não provocaram efeito tóxico agudo (24 e 48 h) nos peixes (ausência de mortalidade).

A Figura 17 mostra a variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos, dos 3 testes definitivos de toxicidade aguda com amostras do efluente 3 não-tratado (48 horas) nas diferentes concentrações (6,25%; 12,5%; 25%; 50% e 100%). A análise estatística destes dados encontra-se na Tabela XXXI (Anexo D), sendo que a variação observada entre os 3 testes (48 h) não foi significativa ($p = 0,983$; $\alpha = 0,05$).

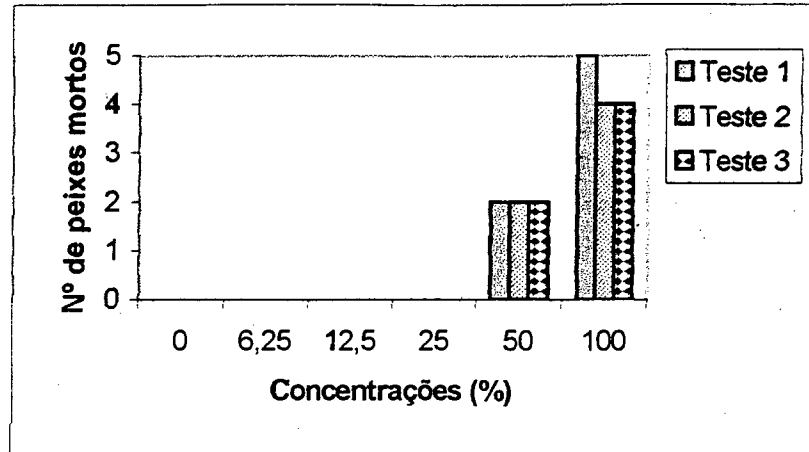


FIGURA 17. Variação das respostas, quanto ao número de peixes mortos, entre as amostras dos 3 testes definitivos de toxicidade aguda do efluente 3 não tratado (48horas), nas diferentes concentrações.

A partir dos resultados do n.º de peixes mortos, por período de observação de 24 e 48 horas, calcularam-se as Concentrações Letais Médias (CL_{50}), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda (24 e 48 h) com amostras do efluente 3 não-tratado (Tabela 15).

TABELA 15. Concentrações Letais médias (CL_{50}), em %, das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda (24 e 48 h) com amostras do efluente 3 não-tratado.

Teste Definitivo	24 horas				48 horas			
	CL_{50} (%)	UTA	LC	UC	CL_{50} (%)	UTA	LC	UC
1	84,09	1,18	46,60	151,73	53,59	1,87	39,55	72,61
2	84,09	1,18	46,60	151,73	59,46	1,68	32,44	108,98
3	Não calculável				59,46	1,68	32,44	108,98

LC = limite inferior do intervalo a 95% de confiança
 UC = limite superior do intervalo a 95% de confiança
 UTA = unidade de toxicidade aguda

Como não foi observada diferença significativa entre os testes definitivos de toxicidade aguda com o efluente 3 não-tratado, calculou-se a média das CL_{50} (%) para os 3 testes definitivos deste efluente. Mesmo tendo uma média de CL_{50} (média =57,50) maior que os efluentes 1 e 2, pode-se afirmar que o efluente 3 não-tratado é tóxico e também poderia causar danos se fosse lançado no meio ambiente sem tratamento.

4.2.4. *Oreochromis niloticus*

Os testes de toxicidade aguda com amostras dos efluentes tratados e não-tratados com tilápias juvenis, não apresentaram toxicidade aguda (0% de mortalidade) em nenhuma das 5 concentrações testadas (6,25%; 12,5%; 25%; 50% e 100% - fator de diluição 0,5) e nos controles.

4.3. Comparação entre os resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda com os bioindicadores (*Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* e *Poecilia reticulata*)

Comparando-se os resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda com os vários bioindicadores, pode-se observar que *Vibrio fischeri* mostrou-se sensível aos efeitos dos 6 efluentes analisados (tratados e não-tratados). Os outros bioindicadores (*Daphnia magna* e *Poecilia reticulata*) sofreram efeitos tóxicos agudos somente nos 3 efluentes não-tratados.

Quanto à toxicidade relativa dos efluentes têxteis, o efluente 1 não-tratado foi o que apresentou efeito tóxico agudo maior para os 3 bioindicadores, principalmente para *Daphnia magna*. Em seguida está o efluente 3 não-tratado, com efeito tóxico agudo maior para *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri* e menor para *Poecilia reticulata*. O efluente 3 tratado foi o que apresentou menor toxicidade para os 3 bioindicadores. É importante ressaltar que o efluente 3 tratado foi gerado em um processo que já utilizava o filtro-prensa, o que poderia ser responsável pela diminuição da toxicidade relativa deste efluente.

As Tabelas 16 e 17 abaixo mostram uma comparação entre os resultados médios obtidos para as CE_{50} e CL_{50} , dos efluentes tratados e não-tratados, respectivamente.

TABELA 16- Resultados das CE50 (%) e CL50 (%), das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda dos 3 efluentes têxteis tratados (testes definitivos)

Efluentes tratados	CE50 (<i>Daphnia</i> e <i>Vibrio</i>) e CL50 (<i>Poecilia</i>)		
	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Daphnia magna</i>	<i>Poecilia reticulata</i>
1	23,42 %	0	0
2	52,64 %	0	0
3	71,53 %	0	0

TABELA 17- Resultado das CE50 (%) e CL50 (%), das diferentes diluições empregadas nos testes definitivos de toxicidade aguda dos 3 efluentes têxteis não-tratados (testes definitivos)

Efluentes não-tratados	CE50 (<i>Daphnia</i> e <i>Vibrio</i>) e CL50 (<i>Poecilia</i>)		
	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Daphnia magna</i>	<i>Poecilia reticulata</i>
1	10,10 %	1,61 %	38,01 %
2	39,74 %	25,09 %	40,87 %
3	21,92 %	18,64 %	57,50 %

A Tabela 17 mostra que entre os bioindicadores testados *Daphnia magna* é o organismo mais sensível aos efluentes não-tratados, uma vez que apresentou os maiores valores de UTA para estes efluentes (Figura 21), especialmente no efluente 1.

A Figura 18 ilustra os resultados das UTA dos bioindicadores, para os efluentes têxteis não-tratados.

Segundo a Figura 18 as UTA do efluente 2 têxtil não-tratado, dos 3 organismos testados, foram, aparentemente, muito próximas, com média = 2,97; desvio padrão = 0,87 e coeficiente de variação = 0,292.

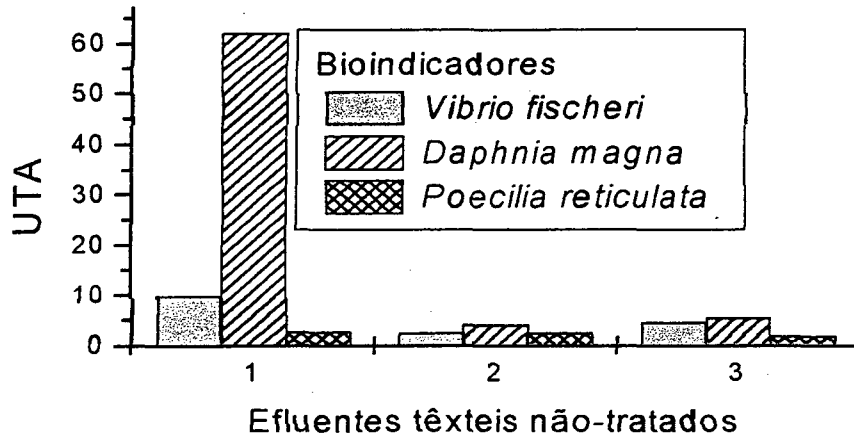


FIGURA 18. Resultado das médias das UTA dos bioindicadores para os 3 efluentes têxteis não-tratados

4.4. Relação entre parâmetros físico-químicos e os testes de toxicidade de toxicidade aguda

A avaliação da eficiência de tratamento empregado por uma indústria, baseada apenas na análise de parâmetros físico-químicos e testes de toxicidade aguda com organismos pertencentes apenas a um nível trófico, pode ser insuficiente. Em vista disto, neste trabalho foram realizados testes com bioindicadores pertencentes a 3 níveis tróficos diferentes.

Os resultados obtidos evidenciam que a avaliação de parâmetros físico-químicos, associados a parâmetros biológicos, mostra-se uma estratégia extremamente interessante, pois permite, inclusive, caracterizar grupos de substâncias potencialmente capazes de gerar toxicidade dentro de uma mistura complexa, como nesse caso, de efluentes têxteis. Pode-se assim, propor-se medidas que são importantes para o monitoramento da qualidade e toxicidade de efluentes gerados pelas indústrias para o estabelecimento de um critério de qualidade, que determine concentrações permissíveis de poluentes na água mais adequadas às exigências de qualidade ambiental, e para determinar a eficiência dos tratamentos empregados pelas indústrias.

A Tabela 18 apresenta um quadro comparativo entre os parâmetros físico-químicos (DQO e DBO) e os bioensaios realizados com os 3 organismos de níveis tróficos diferentes, para efluentes não-tratados e tratados.

TABELA 18- Comparação entre os parâmetros físico-químicos (DBO e DQO) dos 6 efluentes não-tratados e tratados com seus respectivos bioensaios (CE₅₀ e CL₅₀)

Efluentes	Parâmetros físico-químicos		Bioindicadores		
	DQO (mg/L)	DBO (mg/l)	<i>V. fischeri</i> CE ₅₀ (%)	<i>D. magna</i> CE ₅₀ (%)	<i>P. reticulata</i> CL ₅₀ (%)
Não-tratado					
1	693,436	490	10,10	1,61	38,01
2	1394,24	612	39,74	25,09	40,87
3	744	661,48	21,92	18,63	57,50
Tratado					
1	231	43	23,42	-	-
2	399,48	102	52,64	-	-
3	230,74	109	71,53	-	-

Os resultados dos valores de DQO e DBO (considerados como principais indicadores da qualidade de um efluente) aqui obtidos demonstram que, apesar de ter sido observada uma redução de valores nos efluentes tratados, eles ainda continuaram tóxicos para *Vibrio fischeri*. Muito embora nos demais bioindicadores (*Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* e *Oreochromis niloticus*), não tenha sido detectado nenhum efeito tóxico agudo destes efluentes, não é possível eliminar que algum efeito tóxico crônico esteja ocorrendo e estes devem também ser avaliados sempre que possível. mesmos efeitos.

La Point & Waller (2000) e Markle et al (2000), discutem sobre os métodos empregados para avaliar a toxicidade de efluentes industriais. Segundo esses autores, deve-se ter um melhor conhecimento da variação espacial e temporal de parâmetros físico-químicos e biológicos em ecossistemas, que recebem efluentes com baixa a moderada toxicidade, e sobre a capacidade dos métodos de avaliação (de campo ou laboratoriais) para distinguir os diferentes tipos de perturbações que essas substâncias possam causar aos diferentes ecossistemas.

4.5. Avaliação da Carga Tóxica e Impacto Ambiental

Conforme os dados fornecidos pela Indústria Damyller, durante o período das coletas dos efluentes em estudo, os efluentes têxteis analisados possuem uma vazão média de 15 m³/h, e a vazão média do rio (corpo receptor) é 100 m³/h (dados fornecidos pela indústria).

A concentração do efluente no corpo receptor (CER), no caso dos efluentes analisados, é igual a 1%.

Segundo CETESB (1992), a CER deve ser menor que $CE_{50}/10$ quando o efluente apresentar características de Mistura Completa ao longo de uma determinada extensão do rio. No caso das características dos efluentes têxteis analisados, os efeitos de toxicidade aguda, observados apenas para *Vibrio fischeri* no efluente tratado, com CE_{50} maior ou igual à 10%, poderiam garantir a ausência de efeitos tóxicos crônicos sobre estes organismos.

$$\text{CER} \leq CE_{50}/10 \Rightarrow \text{CER} = 1\% \Rightarrow CE_{50} \geq 10\%$$

Como não foram feitos testes de toxicidade aguda e crônica com os organismos da região onde são lançados os efluentes tratados aqui estudados, mas apenas testes de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* e *Poecilia reticulata*, não se pode garantir a ausência de efeitos tóxicos crônicos sobre os organismos e os possíveis danos causados ao meio ambiente.

4.6. Testes de bioacumulação de metais em tilápia (*Oreochromis niloticus*) na 4ª semana de tratamento

De acordo com Klavins *et al* (1998) e Liang *et al* (1999) a acumulação de metais nos peixes vai depender: 1) do tipo de metal; 2) da interação com os fatores naturais; 3) do tipo de tecido, da espécie, do tamanho e da idade do peixe; 4) dos mecanismos que determinam a entrada e excreção do metal.

Segundo Thomas *et al* (1985), os metais pesados geralmente tendem a acumular-se em tecidos metabolicamente ativos, como fígado, brânquias e rins. De acordo com Evans *et al* (1993), o fígado concentra muitos contaminantes e tem uma importante função no armazenamento, redistribuição, desintoxicação ou transformação destes. As brânquias são tecidos pelos quais ocorrem trocas passivas e ativas entre os organismos e o meio aquático; segundo Heath (1987) e Kargin (1998) os tecidos branquiais podem acumular metais, em níveis elevados, por absorção e adsorção.

Por esses motivos, escolheu-se analisar a acumulação de metais em tecidos branquiais e fígados das tilápias.

Os elementos traço aqui estudados (Al, Cr, Cu, Pb e Zn) foram escolhidos por serem geralmente encontrados na composição de efluentes têxteis (Stefanovic *et al*, 1999; Kashem & Singh, 1999; Hussain *et al*, 2000).

A presença do alumínio no efluente têxtil pode ser devido ao tratamento com sulfato de alumínio empregado como floculante e remoção da cor.

O chumbo faz parte da composição química de muitos pesticidas e fungicidas, que podem ser utilizados nas indústrias têxteis para proteção dos tecidos, assim como também é parte integrante de alguns corantes, além de poder ser encontrado na água utilizada pela indústria, que pode vir de rios contaminados por pesticidas utilizados em lavouras.

Zinco e cromo podem fazer parte de muitos corantes utilizados na indústria têxtil; sendo que zinco participa do metabolismo animal por ser um componente de algumas metaloenzimas envolvidas na síntese de proteínas e ácidos nucleicos.

O cobre é usado em pesticidas, algicidas e fungicidas na forma de óxidos ou sulfatos; está também presente em corantes metal-complexo em pequenas quantidades; nos animais, é importante para a síntese da hemoglobina.

A Tabela 19 mostra a quantidade, em ppm, dos metais encontrados nas amostras dos efluentes 3 (tratado e não-tratado).

TABELA 19 - Concentração, em ppm, dos metais analisados nas amostras dos efluentes 3 tratado e não-tratado.

Metais	3NT (ppm)	3T (ppm)
Al	1,0	0,6
Cr	<0,02	<0,02
Cu	<0,01	<0,01
Pb	0,10	0,10
Zn	0,10	<0,01

Metais: Al = alumínio; Cr = cromo; Cu = cobre; Pb = chumbo; Zn = zinco
Efluentes: 3NT = efluente 3 não-tratado; 3T= efluente 3 tratado.

De acordo com a Tabela 19, o alumínio foi o elemento-traço encontrado em maior quantidade nos efluentes, apresentando-se mais concentrado nas amostras do efluente não-tratado. Em segundo lugar está o chumbo, encontrado em concentrações iguais nos dois

efluentes. O zinco foi encontrado em concentração igual a do chumbo, mas apenas no efluente não-tratado; no efluente tratado zinco apresentou valor inferior ao limite de detecção do método ($<0,01$). Os demais elementos-traços apresentaram valores inferiores ao limite de detecção do método ($\text{Cr} <0,02$; $\text{Cu} <0,01$) em ambos efluentes.

Segundo o Art. 21 do CONAMA (Resolução N° 020, de 18 de junho de 1986) os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedeçam a condições estabelecidas para valores máximos admissíveis de algumas substâncias, como zinco = 5,0 mg/l; chumbo = 0,5 mg/l; cobre = 1,0 mg/l; cromo = 0,5 - 2,0 mg/l; alumínio = 0,1 mg/l (ppm = mg/l).

Tanto o efluente tratado quanto o não-tratado apresentaram valores superiores aos estabelecidos pelo CONAMA apenas para o alumínio (3T = 0,6; 3NT = 1,0 mg/l); os demais resultados ficaram abaixo dos valores máximos admissíveis.

A quantidade de metal que vai bioacumular no tecido vai depender da quantidade de metal encontrada no efluente.

A Tabela 20 mostra os valores encontrados, em ppm, dos elementos-traço analisados nos tecidos (figados e brânquias) das tilápias.

A Tabela 21 mostra a razão entre a concentração dos elementos-traços do efluente e a concentração dos elementos-traços dos tecidos (figados e brânquias).

A razão entre a concentração do metal no efluente e no tecido, é uma estimativa do fator de bioacumulação, demonstrando que quanto menor for o resultado encontrado, maior será o fator de bioacumulação.

TABELA 20 - Concentração, em ppm, dos metais analisados nos tecidos dos peixes

Metais	CB	BNT	BT	CF	FNT	FT
Al	<0,02	6	6	<0,02	8	6
Cr	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cu	0,8	22	0,6	0,6	21,6	33,6
Pb	<0,05	5	5	<0,05	5	3,6
Zn	6	38	8	7,6	8	9,6

CB = controle brânquias; CF = controle figado; BNT = brânquias efluente não-tratado; BT = brânquias efluente tratado; FNT = figado efluente não-tratado; FT = figado efluente tratado

TABELA 21. Razão entre concentração de elementos-traços no efluente e concentração de elementos-traços nos tecidos

Metais	Razão conc. efl./conc. tecido			
	FNT	FT	BNT	BT
Al	0,125	0,1	0,166	0,1
Zn	0,0125	0,001	0,0026	0,00125
Pb	0,02	0,028	0,02	0,02
Cr	ND	ND	ND	ND
Cu	0,00046	0,0003	0,00045	0,0166

FNT = fígado efluente não-tratado; FT = fígado efluente tratado; BNT = brânquias efluente não-tratado; BT = brânquias efluente tratado; ND = não detectável

De acordo com a Tabela 20 os controles apresentaram valores inferiores aos limites de detecção do método para o chumbo (<0,05) e alumínio (<0,02); o cromo apresentou valores inferiores aos limites de detecção do método (<0,02), para todos os tecidos analisados; os elementos traços encontrados em maior concentração nos tecidos foram o zinco e o cobre; em seguida estão o alumínio e o chumbo.

Apesar do zinco apresentar a maior concentração em BNT (Tabela 20), a Tabela 21 mostra que o cobre foi o que teve os maiores fatores de bioacumulação nos tecidos dos peixes expostos aos efluentes (FT, BNT e FNT), sendo que o maior fator foi em FT; em segundo lugar está o zinco com maior fator de bioacumulação em FT; o chumbo apresentou o maior fator de bioacumulação para FNT, BNT e BT; o alumínio apresentou fatores de bioacumulação muito próximos, sendo que os tecidos dos peixes expostos ao efluente tratado FT e BT tiveram o maior fator; o cromo, aparentemente, não apresentou bioacumulação, pois os valores obtidos anteriormente são inferiores aos limites de detecção do método (<0,02), para todos os efluentes e tecidos analisados.

Em peixes, a acumulação de cobre pode ter efeito na reprodução, causando diminuição no número de produção de ovos e, em exposições prolongadas (2 a 4 meses), pode, junto com zinco e chumbo, causar mudanças histopatológicas nas gônadas.

De acordo com Moran et al (1987), citados por Heath (1995) lesões específicas no tecido olfatório podem ser características da ação do cobre, mercúrio e prata, em algumas espécies de peixes. As lesões nos órgãos olfatórios, aparentemente causadas por cobre e zinco, não são permanentes.

Segundo Herkovits & Helguero (1998) o zinco participa do metabolismo animal por ser um componente de algumas metaloenzimas, envolvidas na síntese de proteínas e ácidos nucleicos, tendo importante função em todos os estágios de desenvolvimento, também sendo importante nas ações de proteção e regulação do crescimento celular.

Para Hogstrand & Haux (1991), citados por Linde *et al* (1999), tanto o cobre quanto o zinco fazem parte de mecanismos regulatórios envolvidos na manutenção da homeostase dos organismos onde estão parcialmente envolvidos como seqüestrantes e detoxificantes de metais traços não essenciais como o chumbo e cádmio. Em particular as metaloproteínas (ou metaloenzimas), são importantes para as ligações intracelulares e regulação de metais essenciais e não-essenciais.

A presença de Zn e Cu nos tecidos dos peixes controles, mesmo em quantidades menores que nos tecidos dos peixes expostos aos efluentes, pode ser devido à presença natural no organismo de proteínas que contém em sua composição esses micronutrientes, principalmente em tecidos metabolicamente ativos como fígado e brânquias.

Nos tecidos analisados, o cobre e zinco tiveram um fator de bioacumulação consideravelmente alto nos fígados dos peixes expostos ao efluente tratado (FT). Destaca-se que esses valores nos tecidos poderiam ser atribuídos, não somente aos processos de bioacumulação, mas também ao aumento de metaloproteínas envolvidas em funções enzimáticas de proteção do organismo contra agentes estressores, nesse caso, os componentes do efluente.

Altas concentrações de zinco podem também causar morte dos peixes por hipoxemia. Em doses baixas, há um decréscimo do cálcio plasmático e da estimulação do fluxo de sódio, que se prolongado por muito tempo, pode causar disfunção osmorregulatória (Heath, 1995).

Chumbo e alumínio podem causar distúrbios comportamentais de base genética em peixes, pois eles podem interagir com genes ou produtos de genes que controlam o comportamento; o chumbo também pode ter um efeito neurotóxico, ocasionando mudanças no sistema nervoso central e periférico, alterando o comportamento do organismo (Weber & Spieler, 1994).

Segundo Popper & Platt (1993), o chumbo e o zinco podem causar efeitos histológicos na linha lateral do peixe, quando em concentrações muito altas. A linha lateral serve primariamente para detectar movimentos na água, mudanças transitórias de pressão e interações

hidrodinâmicas nos peixes, portanto essas mudanças podem afetar a capacidade de nadar dos peixes.

Em peixes, a capacidade de nadar e, logicamente, a própria sobrevivência, também pode ser afetada pela perda da capacidade dos eritrócitos carregarem oxigênio, causado por intoxicação por chumbo. Segundo Heath (1995) o chumbo inibe a atividade enzimática da ALAD (ácido aminolevulínico desidratase), que resulta num decréscimo da síntese do grupo heme, levando a diminuição de produção de hemoglobina, causando anemia. Soares *et al* (2000) estudaram as alterações de parâmetros hematológicos em tilápias expostas a este mesmo efluente, analisado neste estudo. Os peixes expostos a este efluente apresentaram um decréscimo progressivo de hematócrito e concentração da hemoglobina, desde a primeira semana, indicando, na quarta semana, uma anemia acentuada. Levando-se em consideração que as concentrações deste elemento-traço (Pb) nos tecidos dos peixes expostos aqui estudados, foi cerca de 200 vezes superior aos valores observados nos peixes do grupo controle, e também considerando os efeitos tóxicos que o Pb pode causar no organismo, fica caracterizado, neste caso, um quadro de toxicidade crônica para este elemento.

Em vista dos resultados acima apresentados e discutidos, pode-se dizer que os efeitos de toxicidade agudos dos efluentes tratados foram significativos apenas para *Vibrio fischeri*.

Quanto à avaliação da acumulação de metais nos tecidos de *Oreochromis niloticus*, expostos durante 4 semanas aos efluentes 3 tratado e não- tratado, os resultados mostram que os elementos Pb e Al encontram-se em concentrações acima do permitido, e como não se pode explicar tal fato por mecanismos fisiológicos outros que não a bioacumulação (já que não são elementos micronutrientes), é importante que seja revisto o tratamento empregado pela indústria, a fim de remover estes elementos que podem, como mencionado anteriormente, comprometer a qualidade do meio aquático.

5. CONCLUSÕES

- Em vista de que os efluentes têxteis finais, após tratamento químico e biológico, apresentaram redução nos valores de dureza, DBO, DQO, nitrogênio total e amoniacal; e aumento nos valores de condutividade, pH, OD e COT, conclui-se pela eficiência dos tratamentos químicos e biológicos empregados pela indústria, principalmente após a colocação de um filtro-prensa.
- Em vista de que os efluentes tratados foram os que apresentaram menor toxicidade para os organismos, sendo que destes, o efluente 3 foi o menos tóxico, confirmou-se a eficiência da utilização do filtro-prensa.
- Em vista de que para os efluentes não-tratados *Daphnia magna* mostrou-se mais sensível do que as bactérias, e que os efeitos tóxicos agudos dos efluentes tratados foram observados apenas em *Vibrio fischeri*, verifica-se que houve uma inversão de sensibilidade dos organismos, o que mostra que não existe relação linear no metabolismo dos organismos aqui estudados.
- Uma vez que o zinco e o cobre são considerados elementos-traços micronutrientes, e fazem parte do metabolismo de algumas enzimas envolvidas em processos de desintoxicação, não se pode definir com precisão, com base nos nossos resultados, o quanto realmente de Zn e Cu bioacumularam nos tecidos dos peixes expostos, pois estes resultados podem refletir, parcialmente, uma reação natural do organismo ao serem submetidos a condições de estresse.
- Uma vez que o chumbo e o alumínio não são considerados micronutrientes, sua presença nos efluentes, e posteriormente em concentrações maiores nos tecidos dos peixes expostos aos efluentes, pode confirmar os processos de bioacumulação destes elementos nos organismos expostos aos efluentes.

6. RECOMENDAÇÕES

- Em relação à indústria em estudo, há necessidade de que sejam realizadas modificações no sistema de tratamento empregado pela mesma para a redução dos possíveis danos causados ao meio ambiente, principalmente os relativos aos metais pesados.
- A continuação de estudos sobre a toxicidade aguda e crônica, *in situ*, deve ser realizada nas regiões atingidas pela emissão dos efluentes da indústria em estudo.
- Recomenda-se fazer uma análise da composição química dos efluentes, objetivando um estudo mais detalhado e sistêmico sobre a toxicidade de seus componentes e suas implicações sobre os organismos e o meio ambiente.
- Atividades de monitoramento da qualidade do efluente gerado, utilizando organismos de níveis tróficos diferentes junto com as análises físico-químicas (que já são realizadas), deveriam fazer parte da rotina das indústrias.
- Mesmo não se tendo observado toxicidade aguda para a maioria dos bioindicadores testados, nos efluentes tratados, não se deve desconsiderar a hipótese de que efeitos de toxicidade crônica possam estar ocorrendo. Portanto, torna-se extremamente importante que se realizem estudos sobre a toxicidade crônica em organismos de níveis tróficos diferentes, garantindo-se que a Legislação Ambiental futuramente padronize testes de toxicidade mais seguros e confiáveis para uma qualificação mais precisa dos efluentes lançados no meio ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, S. M. & BETHESDA, M. D. (1990) **Biological Indicators of Stress in Fish**. American Fisheries Society.
- ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. (1995) **Chemical Principles of Environmental Pollution**. Chapman & Hall, 140-193 pp., London.
- ANDRÉ, H. M. (1994) **Pollution Biomonitoring: A Summing Up - Chapter 4** - In: A. Renzoni, N. Mattei; L. Lari, M. C. Fossi, editors - *Contaminants in the Environment: A Multidisciplinary Assessment of Risks to Man and Others Organisms*. Lewis Publishers, 284 pgs.
- APHA - American Public Health Association (1992) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 18 ed. Washington.
- ARAMBASIC, M. B.; BJELIC, S.; SUBAKOV, G. (1995) **Acute Toxicity of Heavy Metals (Cooper, Lead, Zinc), Phenol and Sodium on *Allium cepa* L., *Lepidium sativum* L. and *Daphnia magna* St.: Comparative Investigations and the Practical Applications**. *Wat. Res.* , vol. 29, nº2, pp. 497-503, Elsevier Science Ltd, Great Britain.
- ARANA, L. V. (1997) **Princípios Químicos da Qualidade da Água em aquicultura: Uma revisão para peixes e camarões** - Tradução: M. A. Coelho. Editora da UFSC, Florianópolis, 166 págs.
- ARAÚJO, M. & CASTRO, E. M. M (1987) **Manual de Engenharia Têxtil, Vol. H-FUNDAÇÃO COLOUSTE GULBENKIAN, LISBOA.**
- ARCHIBALD, F; VALEANU, L.; LEICHTLE G.; GUILBAULT, B. (1998) **Nonspecific Chlorination of Organics: a Chemistry Unique to Human Industry?** *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 33, nº3, 347-362

- ATIENZAR, F. A.; CONRADI, M.; EVENDEN, A. J.; JHA, A. N.; DEPLEDGE, M. H. (1999) **Qualitative Assessment of Genotoxicity Using Random Amplified Polymorphic DNA: Comparison of Genomic Template Stability With Key Fitness Parameters in *Daphnia magna* Exposed to Benzo[a]Pyrene.** *Environ.Toxicol. Chem.*, vol. 18, nº 10: 2275-2282.
- BAHORSKY, M. S. (1998) **Textiles.** *Water Environment Research*, vol. 70, nº 4: 690-693.
- BAILEY, H. C.; KRASSOL, R.; ELPHICK, J. R.; MULHALL, ANN-MAREE; HUNT, P.; TEDMANSON, L.; LOVELL, A. (2000) **Whole effluent Toxicity of Sewage Treatment Plants in the Hawkesbury-Nepean Watershed, New South Wales, Australia, to *Ceriodaphnia dubia* and *Selenastrum capricornutum*.** *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (1) 72-81.
- BAILEY, H. C.; KRASSOL, R.; ELPHICK, J. R.; MULHALL, ANN-MAREE; HUNT, P.; TEDMANSON, L.; LOVELL, A. (2000) **Application of *Ceriodaphnia dubia* for Whole Effluent Toxicity Tests in The Hawkesbury-Nepean Watershed, New South Wales, Australia: Method Development and Validation.** *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (1) 88-93.
- BAPTISTA, I. E.; SOARES, C. H. L. (1996) **Avaliação de Toxicidade de Efluentes de Indústria de Papel e Celulose e Compostos Fenólicos Utilizando-se *Artemia salina*.** *IV Semana da Pesquisa*, 27 a 30 de Novembro. UFSC; Florianópolis, SC. Caderno de Resumos, p. 106.
- BAPTISTA, I. E.; MATIAS, W. G.; SOARES, C. H. L., LOPES, E. B. (2000) **Avaliação da Toxicidade Aguda de Efluentes de uma Indústria Têxtil Utilizando *Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* e *Vibrio fischeri* como Bioindicadores.** *VI Encontro de Ecotoxicologia: "Ecologia e Desenvolvimento Sustentável: Perspectivas para o Século XXI" e 3ª Reunião da SETAC Latino Americana* - 3 a 6 de Setembro; São Carlos, SP. Caderno de Resumos, p.112.

- BASSANI, L. (1999) **Avaliação da Eficiência de um Reator Tipo R.A. L. F. T. na Remoção de Toxicidade de um Efluente Têxtil Sintético.** *Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.* UFSC.
- BATLEY, G. E. (1989) **Trace element speciation: analytical methods and problems.** Boca Raton: CRC, 350 pp.
- BAUMGARTEN, M. G. Z.; ROCHA, J. M. B.; NIENCHESKI, L. F. H. (1996) **Análise Instrumental - Capítulo 4.** *Manual de Análises em Oceanografia Química.* Editora da FURG (Fundação Universidade do Rio Grande), 132 págs.
- BEESON, D. R.; POWELL, J. M.; LEWIS, M. C. (1999) **Effects of Pollution on Freshwater Organisms.** *Water Environ. Reser.*, vol. 71, n°5, pp. 1092-1099.
- BERGNA, G.; BIANCHI, R.; MALPEI, F. (1999) **GAC Adsorption of Ozonated Secondary Textile Effluents for Industrial Water Reuse.** *Water Science and Technology.* Vol. 40, N° 4-5: 435-442.
- BISHOP, P. L. (1996) **The Biodegradation of Textile Dyes Using Biofilm Treatment Systems.** *Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales, México.* vol.1, p. 1-10
- BITTERCOURT, E. (1992) **Estrutura e Mecanismo de Ação de Produtos Químicos Utilizados no Processamento Têxtil.** *PROEN - Projetos e Produtos de Engenharia LTDA/Blumenau, SC.* Vol. 2.
- BORGES, G. M. B.; GONÇALVES, V. (1978) **A Situação Atual do Setor Têxtil no Estado do Paraná.** *Revista Paranaense de Desenvolvimento,* CURITIBA, PR- (62):29-67
- BRANDÃO, H. L. (1998) **Simulação numérica da biodegradação de efluentes líquidos multicomponentes em rios.** *Dissertação apresentada à UFSC para obtenção do título de Mestre em Engenharia química.* Março.

- BROWN, M. A.; DEVITO, S. C. (1993) **Critical Review**. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 23: 249.
- CAMPBELL, P. G. C.; STOKES, P. M. (1985) **Acidification and toxicity of metals to aquatic biota**. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 42, 2034-2049.
- CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1986) **Água: Teste de Toxicidade Aguda com *Daphnia similis* Claus, 1976 (Cladocera, Crustácea)**. (Norma CETESB L5.018) São Paulo. 28 p.
- CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1987) **Água: Teste de Toxicidade Aguda com Peixes – Parte: Sistema Estático**.(Norma CETESB L5019-1) São Paulo. 28 p.
- CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1987) **Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água**. 1ª Edição. *Coordenação: Edmundo Garcia Agudo (et al)*, São Paulo. 150 p.
- CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1988) **Treinamento Prático especializado: Testes de toxicidade com organismos aquáticos de águas continentais**. São Paulo.
- CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1992) **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos**
- CHANG, CHENG-NAN; YU, RUEY-FANG; CHAO, A. C.; TOJO, S. (1994). **On -Line Monitoring and Control of Textile Wastewater Color Removal Process**. *Wat. Sci. Tech.* 30 (3) 265-274.
- CHAPMAN, P. M.; ALLEN, H.; GODTFREDSSEN, K.; GRAGGEN, M. N. (1996) **Evaluation of Bioaccumulation Factors in Regulating Metals**. *Environ. Science & Technol.*, 30(10): 448A - 452A.

- CHHAYA, J. ; THAKER, J.; MITTAL, R.; NUZHAT, S.; MANSURI, A. P.; KUNDU, R. (1997). **Influence of Textile Dyeing and Printing Industry Effluent on Atpase in Liver, Brain, and Muscle of Mudskipper, *Periophthalmus dips*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 58:793-800.**
- CHOI, K.; ZONG, M.; MEIER, P. G. (2000) **Application of a Fish DNA Damage Assay as a Biological Toxicity Screening Tool For Metal Plating Wastewater.** Annual Review *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (1) 242-247.
- CLARE, J. (2000) Aquarist's Guide. <http://homopage.tinet.ie/~axolotl/>
- CONAMA - **Resolução 020/86** (1986) *Diário Oficial da União* - 30 de Julho de 1986. Seção 1, págs. 1134-1135.
- COURTENAY JR., W. R. & WILLIAMS, J. D. (1992) **Dispersal of exotic species from aquaculture sources, with emphasis on freshwater fishes.** Pages 49-81 in A. Rosenfield and R. Mann, editors. *Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems.* Mayriland Sea Grant Publication, College Park, MD.
- COURTENAY, W. R. JR; HENSLEY, D. A.; TAYLOR, J. N.; MCCANN, J. A. (1986) **Distribution of exotic fishes in North America.** Pages 675-698 in C. H. Hocutt and E. O. Wiley, editors. *The zoogeography of North American freshwater fishes.* John Wiley and Sons, New York, NY.
- DIN - Deutsches Institut für Normung (1989) **Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Fishen über Verdünnungsstufen.** Norma DIN 38412 Teil 31. Berlin : DIN (L31).

- DOWNS, S. G.; MACLEOD C. L.; JARVIS, K. (1999) **Comparison of mercury bioaccumulation in eel (*Anguilla anguilla*) and roach (*Rutilus rutilus*) from river systems in East Anglia, UK-I. Concentrations in fish tissue.** *Environ. Technol*, 20: (11) 1189-1200, November.
- EHC - ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA. 1995. **Inorganic Lead.** EHC N° 165; 300 p. USA
- EPA - Environmental Protection Agency (1978) **Textile Processing.** EPA-625/7-78-002, Washington.
- EPA- Environmental Protection Agency (1985) **Technical Support Document for Water Quality.** Washington , DC, 74 pp.
- ERICKSON, L. E.; JAMIL, K.; KLANNING, J. E. (2001) **Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment** Science Publishers, 204pp.
- ESCHER, B. I. & SCHWARZENBACH, R. P. (1996) **Partitioning of Substituted Phenols in Liposome – Water, and Octanol – Water Systems.** *Environ. Sci. Technol* 30 (1) 260-270.
- EVANS, D. W.; DODOO, D. K.; HANSON, P. J. (1993) **Trace element concentrations in fish livers: Implications of variations with fish size in Pollution Monitoring.** *Mar. Poll. Bull.*, 6: 329-334.
- EYSINK, G. G. J. (1988) **Metais Pesados no Vale do Ribeira e em Iguape-Cananéia.** In: *Revista CETESB de Tecnologia Ambiental.* Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 1988, n° 1, vol.2, pp 6-13.
- FERNÍCOLA, N. A. G. G. (1984) **Contaminación de alimentos com agentes inorgânicos.** *Bol. SBCTA*, vol. 18, n° 4: 325-336.

- FORSTNER, U. (1983) **Assesment of metal pollution in rivers and estuaries.** In: I. Thorton , ed. *Applied Environ. Geochem.* p. 395-423. Academic Press, London 501 pp.
- FRELLO, C. P. (1998) **Avaliação da Toxicidade Aguda do Agrotóxico Carbofuran Utilizando Reativos Biológicos: *Poecilia reticulata* e *Daphnia magna*.** *Dissertação apresentada à UFSC para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.* Setembro. Florianópolis, SC.
- FRUTUOSO, A. M. A.; VASCONCELOS, J. D.; COSTA ESCALEIRA, R. P. (1996) **Processos de Tratamento de Águas Residuais - Engenharia do Ambiente: Escola Superior de Biotecnologia - Universidade Católica Portuguesa**
- GOLDSTEIN, E. G. (1988) **Testes de toxicidade de efluentes industriais.** *Ambiente*, vol. 2, nº 1:33-38, São Paulo.
- GRAY, K. M. ET AL (1994) **Interchangeability and specificity of components from the quorum-sensing regulatory systems of *Vibrio fischeri* and *Pseudomonas aeruginosa*.** *Journal of Bacteriology*, 176: 3076-3080.
- GROS, D. (1979) **La dépollution dans l'industrie de l'énnoblissement textile.** *TEINTEX*, 4: 11-24.
- GUARATINI, C. C. I. & ZANONI, M. V. B. (2000) **Textile dyes .** *Química Nova*, 23 (1):71-78.
- GULLY, J. R.; BAIRD, R. B.; MARKLE, P. J.; BOTTOMLEY, J. P. (2000) **Effect-Based Interpretation of Toxicity Test Data Using Probability and Comparison With alternative Methods of Analysis.** *Annual Review Environ.Toxicol. Chem.*19 (1) 133-140.

- GUZZELA, L. (1998) **Comparison of test procedures for sediment toxicity evaluation with *Vibrio fischeri* bacteria.** *Chemosphere*, vol. 37, n° 14-15: 2895-2909, Dec.
- GUZZELA, L.; MINGAZZINI, M. (1994) **Biological assaying of organic-compounds in surface waters.** *Water Science and Technology*, vol. 30, n° 10: 113-124.
- HARMER, C.; BISHOP, P. (1992) **Transformation of azo dye AO-7 by wastewater biofilms.** *Water Science Technology*, vol. 26, n° 3-4: 627-636.
- HASSAMER, M. E. N. (2000) **Tratamento de Efluente Têxtil - Processo Físico-Químico com Ozônio e Floculação em Meio Granular .** *Dissertação apresentada à UFSC para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.* Março. Florianópolis, SC.
- HEATH, A. G. (1987) **Use of Physiological and Biochemical Measures in Pollution Biology.** In: *Water Pollution and Fish Physiology*. CRC Press Ed. Boca Raton, Florida, p. 221-232.
- HEATH, A. G. (1995) **Uptake, Accumulation, Biotransformation, and Excretion of Xenobiotics (Chapter 5) -** *Water Pollution and Fish Physiology* - Lewis Publishers
- HERKIMER, M.; KINNEAR, D.; KRAUTH, P.; LOADER, K.; OKEY, R.; RAWLINGS, L.; REYNOLDS, F. (1998) **Biomonitoring.** *Water. Environ. Res.*, vol. 70, n° 4: 954-959.
- HERKOVITS, J. (1995) **Bioassays for ecotoxicological and chemical safety studies:** *Ing. Sanitaria Ambiental*, vol. 19, 42-48 p. (In spanish).
- HERKOVITS, J.; HELGUERO, L. A. (1998) **Cooper toxicity and cooper-zinc interactions in amphibian embryos.** *The Science of the Total Environment*, 221, pp 1-10, Elsevier Science B.V.

- HERKOVITS, J.; PÉREZ-COLL, C. S.; HERKOVITS, F. D. (2000) **Evaluation of Nickel-Zinc Interactions by Means of Bioassays with Amphibian Embryos.** *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 45, pp 266-273. Environmental Research, Section B, Academic Press.
- HERKOVITS, J; NASCIMENTO, I; MASTROTI, R. (2000) **Ecotoxicologia: Concepto y Aplicaciones - Minicurso . ECOTOX VI - SETAC LA. III.** 3 a 6 de Setiembre, São Carlos, SP.
- HUGGETT, R. J.; KIMERLE, R. A.; MEHRLE JR, P. M.; BERGMAN, H. L. (1992) **Biomarkers: Biochemical, Physiological, and Histological Markers of Anthropogenic Stress.** Lewis Publishers.
- HUSSAIN, S. T.; TAHIR, H.; SALEEM, M.; AFZAL, M. (2000) **Trace metals pollution assessment of sediments and liquid wastes from textile industries of Pakistan.** *Journal of Trace and Microprobe Techniques.*
- INCE, N. H.; ERDOGDU, G. (1998) **Toxicity screening, assessment, and reduction in na industrial wastewater treatment plant.** *Water Environ. Res.*, vol. 70, nº 6:1170-1185.
- INSTITUTO ADOLFO LUTZ -IAL (1985) **Métodos químicos e físicos para análises de alimentos.** *Normas Analíticas do Instituto Adolfo Lutz*; V. 1, São Paulo.
- ISO - International Organization for Standardization (1996) **Water quality . Draft International Standard ISO/DIS 11348(1).**
- JAAKKOLA, J. J. K.; TUOMAALA, P.; SEPPANEN, O. (1994) **Textile Wall Materials and Sick Building Syndrome.** *Archives Of Environmental Health*, 49:175-181
- JEFFREY, D. W; MADDEN, B. (1991) **Bioindicators and Enviromental Management.** Publisher: Academic Press, 432pp.

- JOBLING, M. (1996) **Human impacts on aquatic environments (Chapter 12)** - *Environmental Biology of Fishes* - Published by Chapman & Hall
- KARCHER, S.; KORNMULLER, A.; JEKEL, M. (1999) **Removal of Reactive Dyes by Sorption/Complexation with Curcubituril.** *Water Science and Technology*. Vol. 40, N^o4-5: 425-433.
- KARGIN, F. (1998) **Metal concentration in tissues of freshwater fish *Capoeta barroisi* from the Seyhan River (Turkey).** *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 60: 822-828.
- KASHEM, M. A.; SINGH, B. R. (1999) **Heavy metal contamination of soil and vegetation in the vicinity of industries in Bangladesh.** *Water Air and Soil Pollution*, 115: (1-4) 347-361, October.
- KELLY, C. J.; LAJOIE, C. A.; LAYTON, A. C.; SAYLER, G. S. (1999). **Bioluminescent Reporter Bactrium for Toxicity Monitoring in Biological wastewater Treatment Systems.** *Wat. Environ. Research* 71 (1) 31-35. Jan/Feb.
- KIRBY, N.; MC MULLAN, G.; MARCHANT, R. (1995) **Descolourisation of na artificial textile effluent by *Phanerochaete chrysosporium*.** *Biotechnology Letters* 17:761-764.
- KLAASSEN, C. D. (1987) **Metais pesados e seus antagonistas.** In: A. G. Gilman, T. W. Rall, A. S. Nies, P. Taylor. *As Bases Farmacológicas da Terapêutica*. 7 ed., Editora Guanabara.
- KLAVINS , M.; RODINOV, V.; VERESKUSNS, G. (1998) **Metals and organochlorine compounds in fish from Lauvian Lakes.** *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 60: 538-545
- KLEINOW, K. M.; MELANCON, M. J.; LECH, J. J. (1987) **Biotransformation and Induction: Implications for Toxicity, Bioaccumulation and Monitoring of Environmental Xenobiotics in Fish - *Environmental Health Perspectives*** - Vol. 71, pp. 105-119.

- KRISHNAMURTI, A. J.; NAIR, V. R. (1999) **Concentration of metals in fishes from Thane and Bassein creeks of Bombay, India.** *Indian J. Mar. Sci.*, 28: (1) 39-44, March.
- KUÇUKSESZGIN, F.; BALCI, A. (1994) **Heavy metal concentrations in selected organisms from Izmir Bay, Turkey.** *Mar. Poll. Bull.*, vol. 35, 333-335 p.
- LA POINT, T. W.; WALLER, W. T. (2000) **Field assessments in conjunction with Whole Effluent Toxicity Testing.** *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 19, n^o 1: 14-24. SETAC.
- LANGE, C. R.; LAMBERT, K. E. (1995) **Biomonitoring (Review).** *Water Environ. Reser.*, vol. 67, n^o4, pp.738-743.
- LANGE, C. R.; SCOTT, S. R.; TANNER, M. (1996) **Biomonitoring (Review).** *Water Environ. Reser.*, vol. 68, n^o4, pp.801-810.
- LEI, L. C.; CHEN, G. H.; HU, X. J.; YUE, P. L. (2000) **Homogeneous catalytic wet-air oxidation for the treatment of textile wastewater.** *Water Environ. Res.*, vol. 72, n^o 2: 147-151, Mar-Apr.
- LIANG, Y.; CHEUNG, R. Y. H.; WONG, M. H. (1999) **Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: Bioaccumulation of trace metals in fish.** *Water Research*, 33: (11) 269-2700, August.
- LIN, S. H.; CHEN, M. L. (1997) **Treatment of Textile Wastewater by Chemical Methods for Reuse.** *Water Research*. Vol. 31, 4: 868-876.
- LIN, S. H. AND LIN, C. M (1993) **Treatment of textile waste effluents by ozonation and chemical coagulation-** *Water Research*. Vol. 27, 1743-1748

- LINDE, A. R.; SÁNCHEZ-GALÁN, S.; KLEIN, D.; GARCIA-VAZQUES, E.; SUMMER, K. H. (1999) **Metallothionein and Heavy Metals in Brown Trout (*Salmo trutta*) and European Eel (*Anguilla anguilla*): A Comparative Study.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 44: 168-173.
- LOPEZ, A.; RICCO, G.; CIANNARELLA, R.; ROZZI, A.; Di PINTO, A. C.; PASSINO, R. (1999) **Textile wastewater reuse: ozonization of membrane concentrated secondary effluent.** *Water Science & Technology*, vol. 40, n° 4-5: 99-105.
- LU, F. C. (1996) **Basic Toxicology: Fundamentals, Target Organs, and Risk Assessment.** Third Edition, pp. 358, Taylor & Francis, USA.
- LUTTIG, G. W.; SNEZHKO, I. I. (1987) **Man's dependence on Earth - the role of the geosciences in the environment.** In: *UNESCO/UNEP*. A. A. Archer, ed., 216 p.
- MAAGD, P. GERT-JAN. (2000) **Bioaccumulation Tests Applied in Whole effluent Assessment: A Review.** *Annual Review Environ. Toxicol. Chem.* 19 (1) 25-35.
- MALTBY, L.; CLAYTON, S. A.; YU, H.; McLOGHLIN, N.; WOOD, R. M.; YIN, D. (2000) **Using Single-Species Toxicity Identification Evaluations to Investigate Effluent Impacts.** *Annual Review Environ. Toxicol. Chem.* vol. 19 n. 1: 14-24.
- MARKLE, P. J.; GULLY, J. R.; BAIRD, R. B.; NAKADA, K. M.; BOTTOMLEY, J. P. (2000) **Effects of several variables on Whole Effluent Toxicity Test: performance and interpretation.** *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 19, n. 1: 123-132. SETAC.
- MARLASCA, M. J.; SANPERA, C.; RIVA, M. C.; SALA, R.; CRESPO, S. (1998) **Hepatic alterations and induction of micronuclei in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to a textile industry effluent.** *Histology and Histopathology*, vol. 13, n° 3: 703-712, Jul.

- MARTÍNEZ-CAYUELA, M. (1998) **Xenobiotic toxicity mediated by oxygen free radicals.** *Ars Pharmaceutica*; vol. 39, nº1, 5-18
- MARTINS, G. B. (1997) **Práticas Limpas Aplicadas as Indústrias Têxteis de Santa Catarina.** *Dissertação apresentada à UFSC para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.*
- MASUTTI, M. B.; PANITZ, C. M. N.; PEREIRA, N. C. (2000) **Biodisponibilidade e Bioconcentração de Metais-traço no Manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC).** *Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI*, pag. 207-220, RiMa Editora, São Carlos.
- MATIAS, W. G. (2000) **Apostila do Curso de Toxicologia Ambiental.** ENS, UFSC.
- MATIAS, W. G.; CREPPY, E. E. (1998) **5-Methyldeoxycytosine as a Biological Marker of DNA Damage Induced by Okadaic Acid in Vero Cells.** *Environ. Toxicol. Water Quality*. 13: 83-88.
- MATIAS, W. G.; TRAORE, A.; BONINI, M.; SANNI, A.; CREPPY, E. E. (1999) **Oxygen Reactive Radicals Productions in Cell Culture by Okadaic Acid and Their Implication in Protein Synthesis Inhibition.** *Human and Experimental Toxicology*. 18: 634-639.
- MATSUMOTO, M. R.; JENSEN, J. N.; REED, B. E.; LIN, W. (1996) **Physicochemical Processes.** *Water Environ. Res.*, vol. 68, nº4: 431-444.
- MCDONALD, D. G.; WOOD, C. M.; RHEM, R. G.; MUELLER, M. E.; MOUNT, D. R.; BERGMAN, H. L. (1991) **Nature and time course of acclimation to aluminum in juvenile brook trout, (*Salvelinus fontinalis*). I. Physiology.** *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48, 2006-2011.

- MEZZARI, M. P. (2000) **Determinação do Carbofuran em Amostras Ambientais e Avaliação de seu Potencial de Bioacumulação em *Poecilia reticulata* por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE-UV).** *Dissertação apresentada à UFSC para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.* Julho. Florianópolis, SC.
- MEYER, V.; CARLSSON, F. H. H.; OELLERMANN, R. A. (1992) **Decolorization of textile effluent using a low cost natural adsorbent material.** *Water Science Technology*, vol. 26, n° 5-6: 1205-1211.
- MILIOU, H.; ZABOUKAS, N.; MORAITOU-APOSTOLOPOULO, M. (1998) **Biochemical composition, growth, and survival of the Guppy, *Poecilia reticulata*, during chronic sublethal exposure to Cadimium.** *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35:58-63.
- MISHRA, G.; TRIPATHY, M. (1993) **A critical review of treatments for decolorization of textiles effluents.** *Colourage*. October, p. 35-38.
- MOORE, D. R. J.; WARREN-HICKS, W.; PARKHURST, B. R.; TEED, R. S.; BAIRD, R. B.; BERGER, B.B.; DENTON, D. L.; PLETL, J. J. (2000) **Intra- and Intertreatment Variability in Reference Toxicant Tests: Implications for Whole Effluent Toxicity Testing Programs.** *Environ. Toxicol. Chem.* vol.19, n° 1: 105-112.
- MORAN, C. (1998) **Reducing the toxicity of textile effluent.** *Biotechnology, JSDC*, vol. 114, 117-118 p. April.
- MÜLLER, M. T.; ZEHNDER, A. J. B.; ESCHER, B. I. (1999) **Liposome-Water and Octanol-Water Partitioning of Alcohol Ethoxylates.** *Environ. Toxicol. Chem.*, vol.18, n°10: 2191-2198.

- NAES, K.; HYLLAND, K.; OUG, E.; FÖRLIN, L.; ERICSON, G. (1999) **Accumulation and Effects of Aluminum Smelter-Generated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Soft-Bottom Invertebrates and Fish.** *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 18, n°10, pp 2205-2216, USA
- NOOPE, K; PRYGIEL, J. (1999) **Metal contamination of fishes of the Artois-Picardie water basin: a method of interpretation of results for the manager.** *J. Bull. De La Societe Zoologique de France*, 124: (4) 397-409.
- NUSSEY, G.; VAN VUREN, J. H. J.; DU PREEZ, H. H. (1999) **Bioaccumulation of aluminium, copper, iron and zinc in tissues of moggel from Witbank Dam, Upper Olifants River Catchment (Mpumalanga).** *South African Journal of Wildlife Research*, 29: (4) 130-144.
- ONG, S. K.; DEGRAEVE, G. M.; SILVA-WILKSON, R. A.; MCCABES, J. W. AND SMITH, W. L. (1996) **Toxicity and bioconcentration potential of adsorbable organic halides from bleached laudering in municipal wastewater-** *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 15, No. 2, pp. 138-143
- PEDROSA, R. C.; GEREMIAS, R.; SOARES, C. H. L.; WILHELM, D. F.; BAPTISTA, I. E. (1997) **Effect of Bleaching Eucalyptus Pulp Effluent from a Brazilian Industry on the Expression of Cytochrome P4501A1 of Tilapia (*Oreochromis niloticus*).** *Fifth Brazilian Symposium on the Chemistry of Lignins and Other Wood Components*. 31 august to 5 september, Curitiba, PR. Proceedings, p. 449-453.
- PELCZAR JR., M. J.; Chan, E. C. S.; Krieg, N. R. (1996) **Microbiologia : Conceitos e Aplicações.** 2.ed. vol. 2. *Makron Books do Brasil Editora Ltda.*, São Paulo. 517pp.
- PENRY, D. L. (1998) **Applications of Efficiency Measurements in Bioaccumulation Studies: Definitions, Clarifications, and a Critique of Methods.** *Environ. Toxicol. Chem.*, vol.17, n°8, pp. 1633-1639, USA.

- PETERSEN, G. I. & PREBEN, K. (1998). **Bioaccumulation of Lipophilic Substances in Fish Early Life Stages.** *Environ. Toxicol. Chem.* 17 (7) 1385-1395.
- PIPER, R. G.; MCELWAIN, I. B.; ORME, L. E.; MCCRAREN, J. P.; FOWLER, L. G.; LEONARD, J. R. (1989) **Fish Hatchery Management.** United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service, pp. 517. Washington, DC.
- PLAYLE, R. C.; GENSEMER, R. W.; DIXON, D. G. (1992) **Copper accumulation on gills of fathead minnows: Influence of water hardness, complexation and pH of the gill micro-environment.** *Environ. Toxicol. Chem.* Vol. 11, 381, USA.
- PRESTON, S.; COAD, N.; TOWEND, J.; KILLHAM, K.; PATON, G. I. (2000) **Biosensing the acute toxicity of metal interactions: are they additive, synergistic, or antagonistic?** *Environ. Toxicol. Chem.* 19(3): 775-780
- PETERSEN, G. I. & KRISTENSEN, P. (1998) **Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages.** *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(7) : 1385-1395
- RADIX, P.; LÉONARD, M.; PAPANTONIOU, C.; ROMAN, G.; SAOUTER, E.; GALLOTI-SCHMITT, S.; THIÉBAUD, H.; VASSEUR, P. (1999) **Comparison of *Brachionus calyciflorus* 2-D and MICROTOX[®] Chronic 22-H Tests with *Daphnia magna* 21-D Test for the chronic Toxicity Assessment of Chemicals.** *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 18, n° 10: 2178-2185.
- RANA, K. S.; RAIZADA, S. (1999) **Acute toxicity of tannery and textile dye effluents on a common teleost, *Labeo rohita*: Histological alterations in liver.** *Journal of Environ. Biology*, vol. 20, n° 1: 33-36. Jan.
- REED, B. E.; MATSUMOTO, M. R.; JENSEN, J. N.; VIADERO, R.; LIN, W. (1998) **Physicochemical processes.** *Water environ. Res.*, vol. 70, n° 4: 449-465.

- ROESIJADI, G; ROBINSON, W. E. (1994) **Metal Regulation in Aquatic Animals: Mechanisms of Uptake, Accumulation, and Release (Chapter 9)**. In: Donald C. Malins and Gary K. Ostrander, editors. *Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical and Cellular Perspectives*. Lewis Publishers, pp. 387-420
- ROEX, E. W.; VAN GESTEL, C. A. M.; VAN WEZEL, A. P.; VAN STRAALLEN, N. M. (2000) **Ratios Between Acute Aquatic Toxicity and Effects on Population Growth Rates in Relation to Toxicant Mode of Action**. *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (3) 685-693.
- RUBY, E. G.; LEE, K. (1998) **The *Vibrio fischeri*-*Euprymna scolopes* Light Organ Association: Current Ecological Paradigms**. *Applied and Environ. Microbiol.*, vol. 64, n° 3: 805-812.
- SALANKI, J (1986) **Biological Monitoring of the State of the Environment Bioindicators**. Publisher: Oxford University Press, 82pp.
- SALGADO, P. E. T.; LARINI, L.; LEPERA, J. S. (1987) **Metais**. In: L. Larini, ed. *Toxicologia*, 1ª edição. Editora Manole.
- SANIN, L. B. B. (1996) **Tecnologia e Meio Ambiente**. *Associação Brasileira de Químicos e Coloristas Têxteis*. Junho, 4: 13-14.
- SANIN, L. B. B. (1996) **Tecnologia e Meio Ambiente**. *Associação Brasileira de Químicos e Coloristas Têxteis*. Junho, 4: 13-14. STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1995) 18^o ed., America Public Health Association, Washington.
- SANIN, L. B. B. (1997) **A indústria têxtil e o meio ambiente**. *Associação Brasileira de Químicos e Coloristas Têxteis*, vol. 3: 13-34.

- SANTOS, M. A. (1998) **Remoção da cor de efluentes têxteis através de um processo biológico**. Dissertação apresentada à UFSC para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Química. Florianópolis, SC. Agosto.
- SAPARI, N. (1996) **Treatment and reuse of textile wastewater by overland flow. DESALINATION**, 106: (1-3) 179-182, August.
- SCHAEFER ET AL (1996) **Quorum Sensing in *Vibrio fischeri*: Probing Autoinducer-LuxR Interactions with Autoinducer Analogs**. *Journal of Bacteriology*, 178: 2897-2901
- SHUGART, L. R. (1994) **Biological Monitoring - Chapter 3** - In: A. Renzoni, N. Mattei; L. Lari, M. C. Fossi, editors - *Contaminants in the Environment: A Multidisciplinary Assessment of Risks to Man and Others Organisms*. Lewis Publishers, 284 pgs.
- SOARES, C. H. L.; BAPTISTA, I. E.; MOISMAN, A. L. (2000) **Alterações hematológicas em tilápias (*Oreochromis niloticus*) expostas ao Efluente de uma indústria têxtil**. *Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI*. RIMA Editora, São Carlos, 463-470.
- SOARES, C. H. L.; BAPTISTA, I. E.; WILHELM, D. F.; PEDROSA, R. C. (1997) **Histopathological Changes in Tilapia (*Oreochromis niloticus*) under effect of Pulp Bleaching Effluent**. *International Symposium Biology of Tropical Fishes*. INPA, October 6-9; Manaus, AM. Abstracts, p.116.
- SOARES, F. A. & CARTAXO, S. M. S. (1987) - **Economia cearense: a indústria têxtil no contexto da indústria de transformação**- *Revista Econômica do Nordeste*; Fortaleza, 18: 243-262.
- SOBESTIANSKY, J.; WENTZ, I.; SILVEIRA, P. R. S; SESTI, L. A.C. (1998) **Suinocultura Intensiva - Produção, Produção, Manejo e Saúde do Rebanho**. *Embrapa*- Brasília

- SOIMASUO, M. R.; KARELS, A. E.; LEPPANEN, H.; SANTI, R.; OIKARI, A. O. J.(1998) Biomarker response in Whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) experimentally exposed in a large lake receiving effluent from Pulp and paper industry Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34:69-80
- SPRAGUE, J. B. (1985) **Factors that modify toxicity**.(pag. 124-163) In: G. M. Rand and S. R. Petrocelli, editors. *Fundamentals of aquatic toxicology: Methods and applications*. Hemisphere, Washington , DC.
- SPRAGUE, J. B. (1990) **Aquatic Toxicology: Chapter 15**. 491-522 pp
- STEFANOVIC, B.; BOKIC, L.; SOLJACIC, I. (1999) **Heavy metals in textile dyestuffs, content determination and toxicity**. *TEKSTIL*, 48: (12) 615-623, december.
- STEGEMAN, J. J. & HAHN, M. E. (1994) **Biochemistry and Molecular Biology of Monooxygenases: Current Perspectives on Forms, Functions, and Regulation of Cytochrome P450 in Aquatic Species (Chapter 3)** - *Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical, and Cellular Perspectives* -Edited by Donald Malins and Gary K. Ostrander (1994); Lewis Publishers
- STEVENS ET AL (1997) **Quorum Sensing in *Vibrio fischeri*: Essential Elements for Activation of the Luminescence Genes**. *Journal of Bacteriology*, 179: 557-562
- STRAHLER, A. N.; STRAHLER, A. H. (1994) **Los materiales de la corteza terrestre (Cap. 12)**. Em: *Geografia Fisica*, 630 p. Tercera traducción John Wiley & Sons, Inc. Ediciones Omega S. A., Barcelona, Espanha.
- SWISHER, R. D. (1987) **Surfactant Biodegradation**. Vol. 18, 2 ed., 1085 p. Ed. Marcel Dekker, New York.

- THOMAS, D. G.; BROWN, M. W.; SHURBEN, D.; SOLBE, J. F.; CREYER, A.; KAY, J. (1985) A comparison of the sequestration of cadmium and zinc in the tissues of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) following exposure to the metals singly or in combination. *Comp. Biochem. Physiol.*, 82: 55-62
- TROTMAN, E. R. (1984) **Dyeing and Chemical Technology of textile Fibres**. 6 ed., 587 p. Ed. Charles Griffin & Company LTDA, England.
- TUNAY, O. (1996) Color removal from textile wastewaters. *Water Science Technology*, vol. 34, n° 11: 9-16.
- VANDEVIVERE, P. C.; BIANCHI, R.; VERSTRATE, W. (1998) Treatment and Reuse of Wastewater from the Textile Wet-Processing Industry: Review of Emerging Technologies. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 72: 289-302.
- VILLEGAS-NAVARRO, A.; GONZÁLEZ, M. C. R.; LÓPEZ, E. R.; AGUILAR, R. D.; MARÇAL, W. S. (1999) Evaluation of *Daphnia magna* as an Indicator of Toxicity and Treatment Efficacy of textile Wastewaters. *Environ. International* 25 (5): 619-624.
- VISOOTTOVISETH, P.; THAMAMARUITKUN, T.; SAHAPHONG, S.; RIENGROJPITAK, S.; KRUATRACHUE, M. (1999) Histopathological effects of triphenyltin hydroxide on liver, kidney and gill of tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Applied Organometallic Chemistry*, vol. 13, n° 10: 749-763. Oct.
- VITTOZZI, L. (1994) Application of Metabolic Studies to Evaluation of Toxicity of Chemicals to Man (Chapter 6). In A. Renzoni, N. Mattei, L. Lari and M. C. Fossi, editors. *Contaminants in the Environment: A Multidisciplinary Assessment of Risks to Man and Other Organisms* - Lewis Publishers.

- VLAMING, V.; CONNOR, V.; DIGIORGIO, C.; BAYLEY, H. C.; DEANOVIC, L. A.; HINTON, D. E. (2000) **Application of Whole effluent Toxicity Test Procedures to Ambient Water Quality Assessment**. Annual Review. *Environ. Toxicol Chem.* 19(1):42-62.
- WALKER, C. H. (1994) **Environmental Impact of Pollutants: Biochemical Responses as Indicators of Exposure and Toxic Action (Biochemical Biomarkers) (Chapter 10)** - In A. Renzoni, N. Mattei, L. Lari and M. C. Fossi, editors. *Contaminants in the Environment: A Multidisciplinary Assessment of Risks to Man and Other Organisms* - Lewis Publishers.
- WANG, S. C. D.; SMITH, E. P. (2000) **Adjusting for mortality effects in chronic toxicity testing: mixture model approach**. *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 19, n° 1: 204-209. SETAC.
- WEBER, D. N.; SPIELER, R. E. (1994) **Behavioral Mechanisms of Metal Toxicity in Fishes**. *Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical, and Cellular Perspectives* - Edited by Donald Malins and Gary K. Ostrander (1994); Lewis Publishers.
- WELZ, B. (1985) **Atomic Absorption Spectrometry**. Second edition. Completely Revised Edition
- WERNER, I.; DEANOVIC, L. A.; CONNOR, V.; VLAMING, V.; BAYLEY, H. C.; HINTON, D. E. (2000) **Insecticide-caused toxicity to *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera) in the Sacramento-San Joaquin River Delta, California, USA**. *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 19, n° 1: 215-227. SETAC.
- WILLIAM, D. R. (1987) **Evaluation Methods for Environmental Standards**. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp 282.

- WOLF, W.; BRUIJN, J. H. M.; SELNEN, W.; HERMENS, J. L. M. (1992). **Influence of Biotransformation on between Bioconcentration Factors and Octanol-Water partition Coefficients.** *Environ. Sci. Technol* 26 (6) 1197-1201.
- WOLFF, D. B. (1997) - **Estudo da Tratabilidade de um Efluente Têxtil por Biomassa Fixa Através de um Reator de Leito Fluidizado Trifásico Aeróbio** - Dissertação apresentada à UFSC para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental. Florianópolis, SC. Dezembro.
- WYPYCH, J. (1988) - **Polymer Modified Textile Materials.** *Wiley-Interscience*, New York, pp317.
- ZAGATTO, P. A. (1999) **Ecotoxicologia Aquática.** In: *VII Congresso Brasileiro de Limnologia.* Apostila do Minicurso de ecotoxicologia aquática. UFSC, 19 a 22 de julho. Florianópolis, SC.

ANEXO A - MEIOS DE CULTIVOS

1. MEIO DE CULTIVO DE *Daphnia magna*

1.1. Meio Básico

Solução	Substância	Composição	Quantidade p/ 20l
A	Ca Cl ₂	73,52 g Ca Cl ₂ .2H ₂ O	80 ml
B	MgSO ₄	123,3 g MgSO ₄ .7H ₂ O	20 ml
C	KCl	5,8 g KCl	20 ml
D *	NaHCO ₃	64,8 g NaHCO ₃	20 ml

Obs: Todas as substâncias foram dissolvidas em 1 litro de água destilada

Solução D* : necessário efetuar filtração estéril.

1.2. Meio M4 (M4 - Medium)

Solução	Composição	Quantidade p/ 20l
Solução Catiônica	3065 mg MnCl ₂ .4H ₂ O 3060 mg liCl 710 mg RbCl 1520 mg SrCl ₂ .6H ₂ O 167,5 mg CuCl ₂ .2H ₂ O 130 mg ZnCl ₂ 100 mg CoCl ₂ .6H ₂ O	2 ml
Solução Aniônica	548 mg NaNO ₃ 5719 mg H ₃ BO ₃ 32 mg NaBr 126 mg Na ₂ Mo O ₄ .2H ₂ O 6,5 mg KI 4,38 mg Na Se ₂ O ₃ 1,15 mg NH ₄ VO ₃	10 ml
Solução de Silicato*	21,465 mg - Na ₂ SiO ₃	4 ml
Solução de Fe/EDTA	500 mg Na ₂ EDTA.2H ₂ O 199,1 mg FeSO ₄ .7H ₂ O	100 ml
Solução de Fosfato	286 mg KH ₂ PO ₄ 386 mg K ₂ HPO ₄	10 ml

Solução Vitamínica	750 mg Hidroclorato de Tiamina 10 mg Cianocabalina 7.5 mg Biotina	2 ml
---------------------------	---	-------------

Obs.: - Todas as soluções foram feitas com água bidestilada.

- A solução de silicato foi deixada em agitação até o clareamento da solução, e em seguida efetuou-se filtração estéril.

- As soluções de Fe/EDTA foram preparadas separadamente (cada uma com 500 ml de água bidestilada), depois de misturadas levou-se para autoclave a 121°C/15 minutos.

- A solução vitamínica foi completada com 1 litro de água bidestilada, sendo estocada em pequenas quantidades, em recipientes fechados (tubos de ensaio lacrados com filme plástico), no freezer.

Após misturar as soluções (uma a uma e na ordem acima) do Meio básico mais as do Meio M4, completou-se para 20 litros com água deionizada, destilada ou bidestilada. Deixando aerar durante 24 horas antes da utilização.

Obs.: O pH deve ser corrigido com soluções de NaOH e HCl 1N.

2. ÁGUA DE DIIUIÇÃO PARA OS TESTES COM *Daphnia magna*

Foram utilizadas apenas as soluções do Meio Básico completando-se para 20 litros de água deionizada ou destilada ou bidestilada, e deixando aerar até a saturação do oxigênio.

3. CUITIVO DE *Scenedesmus subspicatus*

3. 1 Soluções do MEIO CHU

Solução estoque	Substância	Peso	Água
I	NaNO ₃	25 g	1000 ml
II	CaCl ₂ .2H ₂ O	2,5 g	1000 ml
III	MgSO ₄ .7H ₂ O	7,5 g	1000 ml
IV	K ₂ HPO ₄	7,5 g	1000 ml
V	KH ₂ PO ₄	17,5 g	1000 ml
VI	NaCl	2,5 g	1000 ml
VII	Tritriples KOH	31 g	1000 ml
VIII	FeSO ₄ .2H ₂ O	2,49 g	500 ml*
IX	H ₃ BO ₃	5,71 g	500 ml
X	ZnSO ₄ .7H ₂ O MnCl ₂ .4H ₂ O MoO ₃ CuSO ₄ .5H ₂ O Co(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	8,82 g 1,44 g 0,71 g 1,57 g 0,49 g	1000 ml

Obs.:* Acidificar a solução VIII com 1 ml de HCl 1 N

As soluções preparadas (soluções-estoque) foram mantidas em refrigerador a 4°C.

Para o meio de cultivo CHU, adicionou-se 10 ml/l das soluções I a VI, e 1 ml das soluções VII a X, uma a uma, no próprio frasco do fermentador, misturando-as bem. Depois se fechou o frasco, com papel pardo e fita adesiva (os tubos de borracha de silicone devem ser fechados com pinça, embrulhados em papel pardo). Um tubo de plástico com rosca (especial para autoclave) utilizado posteriormente para guardar inóculo foi rosqueado levemente e embrulhado em papel pardo. Depois se levou todos os acessórios e o meio de cultivo para serem autoclavados durante 20 minutos a uma temperatura de 120°C.

Depois do meio de cultivo esfriar, adicionou-se o inóculo ao fermentador (Figura 24), utilizando-se técnicas assépticas (deve-se manusear o inóculo sempre perto de uma chama).

Após a inoculação, o fermentador foi conectado ao suprimento de ar (Filtro de ar coalescente Schrader Bellows-Parker), incubando a uma temperatura de 24 ± 0,2°C, com iluminação constante de aproximadamente 2000 lux.

Obs.: O meio de cultivo deve manter as culturas estoque e culturas em fase exponencial de crescimento das algas, que servem de alimento diário para *Daphnia magna*.

4. ÁGUA DE DILUIÇÃO PARA TESTES E MANUTENÇÃO DE *Poecilia reticulata*

4.1. Água de diluição para volume final de 20l

Solução 1:

- Sulfato de cálcio ($\text{Ca SO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$) - 0,6 g
- Água destilada - 1000 ml

Solução 2:

- Cloreto de potássio (KCl) - 0,04 g
- Bicarbonato de sódio (NaHCO_3) - 0,96 g
- Sulfato de magnésio ($\text{Mg SO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$) - 1,22 g
- Água destilada - 1000 ml

Depois de preparadas, as soluções 1 e 2 foram misturadas e completadas para 20 l de água deionizada ou destilada. Deixou-se aerando durante 24 horas, para solubilização e manutenção da saturação de oxigênio dissolvido e pH.

Obs.: - A água de diluição deve ter $\text{pH} = 7,4 \pm 0,2$; dureza total de 40 a 48 mg/l em CaCO_3 , e condutividade aproximadamente de 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

- Foram seguidas as condições modificadas e adaptadas por FREILIO (1998), com o objetivo de se obter os valores exigidos para pH, dureza e condutividade.

ANEXO B - PARÂMETROS BIOMÉTRICOS DOS PEIXES (TILÁPIAS)

TABELA I - Parâmetros biométricos dos peixes controles (C)

Controle	Peso total	Peso fígado	Peso brânquia	Biometria
C1	34,83g	0,560 g	0,536 g	11,35 cm
C2	45,70g	0,707 g	0,740 g	14,10 cm
C3	30,79g	0,593 g	0,600 g	11,23 cm
C4	32,40g	0,610 g	0,540 g	12,41 cm
C5	41,30g	0,642 g	0,610 g	13,54 cm
Média	37,00g	0,622g	0,605g	12,52cm

TABELA II – Parâmetros biométricos dos peixes expostos ao efluente têxtil 3 não tratado (NT)

Efluente 3NT	Peso total	Peso fígado	Peso brânquia	Biometria
NT1	37,35g	0,675 g	0,609 g	12,41 cm
NT2	39,18g	0,617 g	0,661 g	12,64 cm
NT3	45,27g	1,105 g	0,645 g	13,70 cm
NT4	40,35g	0,602 g	0,635 g	12,76 cm
NT5	36,50g	0,540 g	0,543 g	11,58 cm
Média	39,73g	0,708g	0,619g	12,62cm

TABELA III - Parâmetros biométricos dos peixes expostos ao efluente têxtil 3 tratado (T)

Efluente 3T	Peso total	Peso fígado	Peso brânquia	Biometria
T1	35,56g	0,324 g	0,537 g	11,24 cm
T2	35,07g	0,745 g	0,578 g	12,05 cm
T3	38,40g	0,578 g	0,747 g	13,42 cm
T4	41,30g	0,637 g	0,635 g	12,80 cm
T5	36,24g	0,588 g	0,546 g	11,75 cm
Média	37,31g	0,574g	0,609g	12,25cm

ANEXO C

Daphnia magna

1. Parâmetros físico-químicos das águas de diluição

TABELA IV - Parâmetros físico-químicos das Águas de Diluição (Meio Básico) utilizadas nos 3 testes de sensibilidade com *Daphnia magna*

Parâmetros físico-químicos	Águas de diluição usadas nos 3 testes de sensibilidade		
	Teste 1	Teste 2	Teste 3
OD	6,28	5,38	6,15
PH	7,7	7,58	8,02
Dureza (mg/l)	242,7	253,3	219,8

TABELA V - Parâmetros físico-químicos das Águas de Diluição (Meio Básico) utilizadas nos testes de toxicidade aguda de amostras dos efluentes têxteis com *Daphnia magna*

Parâmetros físico-químicos	Água de diluição		
	EF1	EF2	EF3
OD (mg/L)	5,72	5,38	6,31
PH	7,68	7,58	8,02
Dureza (mg/L CaCO ₃)	245,4	253,6	224,6

EF1 - Efluentes 1; EF2 - Efluentes 2; EF3 - Efluentes 3

2. Teste de sensibilidade

TABELA VI – Resultados (quanto ao n.º de organismos imóveis) dos 3 testes de sensibilidade de *Daphnia magna* ao dicromato de potássio

Concentração	Testes sensibilidade		
	T1	T2	T3
Controle	0	0	0
0,40	0	0	0
0,50	0	0	0
0,85	0	0	1
1,00	0	3	5
1,30	10	10	9
1,45	10	10	9
1,75	10	10	10

TABELA VII - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes de sensibilidade com *Daphnia magna*

Teste	Média	Variância	Soma	N	sd
1	3,75	26,78571	30	8	5,17
2	4,125	24,69643	33	8	4,97
3	4,25	20,5	34	8	5,53

F = 0,02258
p = 0,9777

Para o nível de significância $\alpha = 0,05$, as médias não são significativamente diferentes.

3. Testes de toxicidade aguda com os efluentes não-tratados

TABELA VIII - Resultados obtidos (quanto ao n.º de organismos imóveis) no teste preliminar de amostras do efluente têxtil 1 não-tratado - *Daphnia magna*

Concentração (%)	24 horas	48 horas
0	0	0
0,15	0	0
0,31	0	0
0,62	0	0
1,25	0	4
2,5	2	6
5	5	10
10	6	10
20	8	10
CE50	6,30	1,76

TABELA IX - Resultados obtidos (quanto ao n.º de organismos imóveis) no teste preliminar de amostras do efluente têxtil 2 não-tratado - *Daphnia magna*

Concentração (%)	24 horas	48 horas
Controle	0	0
6,0	0	0
8,4	0	2
12,0	0	2
17,15	0	3
25,5	0	2
35,0	1	2
50,0	10	9
CE50	41,83	32,05

TABELA X - Resultados obtidos (quanto ao n.º de organismos imóveis) no teste preliminar com *Daphnia magna* expostas a amostras do efluente têxtil 3 não-tratado

Concentração (%)	24 horas	48 horas
Controle	0	0
5,8	0	0
8,2	0	0
11,8	0	1
16,8	0	1
24,01	3	8
34,3	3	9
49,0	7	10
70	8	10
100	10	10
CE50	39,56	20,81

TABELA XI – Resultados (quanto ao n.º de organismos imóveis e as respectivas CE50) dos 3 testes definitivos de amostras do efluente têxtil 1 não-tratado, com *Daphnia magna*

Concentração (%)	Efluente 1 NT		
	T1	T2	T3
Controle	0	0	0
0,19	0	0	0
0,37	0	0	0
0,75	0	0	0
1,5	5	4	4
3	9	10	9
CE50	1,55	1,61	1,69

TABELA XII - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos de amostras do efluente têxtil 1 não tratado, com *Daphnia magna*

Teste	Média	Variância	soma	N	sd
1	2,33	14,67	14	6	3,83
2	2,33	16,67	14	6	4,08
3	2,17	13,77	13	6	3,71

$$F = 0,0037$$

$$p = 0,99631$$

Para o nível de significância $\alpha = 0,05$, as médias não são significativamente diferentes.

TABELA XIII – Resultados (quanto ao n.º de organismos imóveis e as respectivas CE50) dos 3 testes definitivos de amostras do efluente têxtil 2 não-tratado, com *Daphnia magna*

Concentração (%)	Efluente 1 NT		
	T1	T2	T3
Controle	0	0	0
6	0	0	0
8,4	0	1	0
12,0	2	2	2
17,15	3	4	3
24,5	4	5	4
35,0	7	6	5
50,0	9	9	9
CE50	24,77	23,43	27,08

TABELA XIV - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos de amostras do efluente têxtil 2 não-tratado, com *Daphnia magna*

Teste	Média	Variância	soma	N	sd
1	3,125	11,55357	25	8	3,40
2	3,375	10,26786	27	8	3,20
3	2,875	9,83929	23	8	3,14

$$F = 0,04738$$

$$p = 0,95383$$

Para o nível de significância $\alpha = 0,05$, as médias não são significativamente diferentes.

TABELA XV - Resultados (quanto ao n.º de organismos imóveis e as respectivas CE50) dos 3 testes definitivos de amostras do efluente têxtil 3 não-tratado, com *Daphnia magna*,

Concentração (%)	Efluente 1 NT		
	T1	T2	T3
Controle	0	0	0
6.0	0	0	0
8.4	0	0	0
12.0	1	1	0
17.15	2	2	2
24.5	9	10	10
35	10	10	10
50	10	10	10
CE50	19,09	18,42	19,09

TABELA XVI - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos de amostras do efluente têxtil 3 não-tratado, com *Daphnia magna*

Teste	Média	Variância	soma	N	sd
1	4	22,57143	32	8	4,75
2	4,125	24,125	33	8	4,91
3	4	25,14286	32	8	5,01

$$F = 0,00174$$

$$p = 0,99826$$

Para o nível de significância $\alpha = 0,05$, as médias não são significativamente diferentes.

ANEXO D

Poecilia reticulata

1. Parâmetros físico-químicos das Águas de Diluição

TABELA XVI I - Parâmetros físico-químicos das Águas de Diluição utilizadas nos 3 testes de sensibilidade com *Poecilia reticulata*.

Parâmetros físico-químicos	Águas de diluição		
	Teste 1	Teste 2	Teste 3
OD (mg/L)	7,17	5,84	6,45
PH	7,4	7,36	7,4
Dureza (mg/L CaCO ₃)	40,6	49,6	45,9
Condutividade (µS/cm)	156,6	161,2	158,3

TABELA XVIII - Parâmetros físico-químicos da água de diluição utilizada nos testes de toxicidade aguda (preliminares e definitivos) dos efluentes têxteis com *Poecilia reticulata*

Parâmetros físico-químicos	Água de diluição		
	EF1	EF2	EF3
OD (mg/L)	6,50	6,45	6,12
pH	7,60	7,4	7,22
Dureza (mg/L CaCO ₃)	45,7	45,9	40,5
Condutividade (µS/cm)	157,0	158,3	156,2

EF1 - Efluentes 1; EF2 - Efluentes 2; EF3 - Efluentes 3

TABELA XIX - Média dos parâmetros físico-químicos dos aquários dos 3 testes de sensibilidade com *Poecilia reticulata*

Concentração (mg/L)	pH	OD (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	Temperatura (°C)
Controle	7,39	6,3	158,7	22,9
56	6,51	5,66	193,4	22,6
110	6,26	5,5	221,3	22,6
320	5,4	5,56	336,96	22,4
480	5,33	5,46	438,4	22,4
800	5,16	5,16	537,56	22,46

TABELA XX - Parâmetros físico-químicos da água de diluição do aquário de adaptação de *Poecilia reticulata*

Parâmetros físico-químicos	Água de diluição dos aquários			Média
	Teste 1	Teste 2	Teste 3	
OD (mg/L)	6,45	6,50	6,29	6,41
pH	7,4	7,22	7,56	7,39
Dureza (mg/L CaCO ₃)	45,9	41,5	45,5	44,3
Condutividade (µS/cm)	156,2	158,4	161,3	158,63
Temperatura (°C)	22,4	23,1	23,2	22,9

2. Teste de sensibilidade

TABELA XXI - Resultados obtidos nos 3 testes de sensibilidade (24 horas) quanto ao número de peixes mortos (*Poecilia reticulata*)

Concentração (mg/L)	Teste 1	Teste 2	Teste 3
0	0	0	0
56	0	0	0
110	1	0	0
320	4	3	4
480	5	4	5
800	5	5	5

TABELA XXII - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes de sensibilidade com *Poecilia reticulata*

Testes	Média	Variância	soma	sd	N
1	2,5	5,9	15	2,43	6
2	2	5,2	12	2,28	6
3	2,33333	6,7	14	2,58	6

$$F = 0,0667$$

$$p = 0,937$$

Para o nível de significância $\alpha = 0,05$, as médias não são significativamente diferentes.

3. Testes de toxicidade aguda com os efluentes não-tratados

TABELA XXIII - Número de peixes mortos no teste preliminar do efluente têxtil 1 não tratado e as respectivas CL 50

<i>Concentração (%)</i>	<i>24 horas</i>	<i>48 horas</i>
0	0	0
24	0	0
34	1	2
49	2	4
70	4	5
100	5	5
CL50	50,69	38,04

TABELA XXIV - Número de peixes mortos no teste preliminar do efluente têxtil 2 não tratado e as respectivas CL50

<i>Concentração (%)</i>	<i>24 horas</i>	<i>48 horas</i>
0	0	0
24	0	0
34	1	2
49	2	3
70	5	5
100	5	5
CL50	47,20	40,89

TABELA XXV - Número de peixes mortos no teste preliminar do efluente têxtil 3 não tratado e as respectivas CL 50

<i>Concentração (%)</i>	<i>24 horas</i>	<i>48 horas</i>
0	0	0
24	0	0
34	1	2
49	2	4
70	4	5
100	5	5
CL50	50,69	38,04

TABELA XXVI - Resultados dos 3 testes definitivos do Efluente têxtil 1 não-tratado com *Poecilia reticulata* quanto ao n.º de peixes mortos e as respectivas CL50

Concentração (%)	Efluente ENT		
	T1	T2	T3
Controle	0	0	0
24	0	0	0
34	2	2	2
49	5	4	4
70	5	5	4
100	5	5	5
CL50	35,39	38,04	40,85

TABELA XXVII - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos do efluente têxtil 1 não-tratado com *Poecilia reticulata*

Testes	Média	Variância	soma	N	sd
1	2,83	6,17	17	6	2,48
2	2,66	5,47	16	6	2,33
3	2,5	4,7	15	6	2,17

$$F = 0,03061$$

$$p = 0,96991$$

Para o nível de significância $\alpha = 0,05$, as médias não são significativamente diferentes.

TABELA XXVIII - Resultados dos 3 testes definitivos do Efluente têxtil 2 não-tratado com *Poecilia reticulata* quanto ao n.º de peixes mortos e as respectivas CL50

Concentração (%)	Efluente ENT		
	T1	T2	T3
Controle	0	0	0
6,25	0	0	0
12,5	0	0	0
25,0	1	0	0
50,0	3	2	3
100,0	5	5	5
CL50	40,61	35,36	46,65

TABELA XXIX - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos do efluente têxtil 2 não-tratado com *Poecilia reticulata*

Testes	Média	Variância	soma	N	sd
1	1,5	4,3	9	6	2,07
2	1,66667	5,17	7	6	2,04
3	1,33333	4,67	8	6	2,16

$$F = 0,03807$$

$$p = 0,96274$$

Para o nível de significância $\alpha = 0,05$, as médias não são significativamente diferentes.

TABELA XXX - Resultados dos 3 testes definitivos do Efluente têxtil 3 não-tratado com *Poecilia reticulata* quanto ao n.º de peixes mortos e as respectivas CL50

Concentração (%)	Efluente 1 NT		
	T1	T2	T3
Controle	0	0	0
6.25	0	0	0
12.5	0	0	0
25.0	0	0	0
50.0	2	2	2
100.0	5	4	4
CL50	53,59	59,46	59,46

TABELA XXXI - Análise estatística (One-Way ANOVA) dos 3 testes definitivos do efluente têxtil 3 não-tratado com *Poecilia reticulata*

Testes	Média	Variância	soma	N	sd
Teste 1	1,17	4,17	7	6	2,04
Teste 2	1	2,8	6	6	1,67
Teste 3	1	2,8	6	6	1,67

$$F = 0,01706$$

$$p = 0,9831$$

Para o nível de significância $\alpha = 0,05$, as médias não são significativamente diferentes.