



AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXIDADE (TOXITY
IDENTIFICATION EVALUATION - TIE) DO EFLUENTE LÍQUIDO
DO PÓLO INDUSTRIAL DE BELFORD ROXO, RJ, E SUA
CONTRIBUIÇÃO NA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO CORSO
INFERIOR DO RIO SARAPUÍ, SUB-BACIA DO RIO IGUAÇÚ,
BACIA DA BAÍA DA GUANABARA, RJ, BRASIL**

LUIZ EDUARDO BOTELHO PIRES

**Tese apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau
de Doutor em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear - Materiais.**

**Orientadora:
Dra. Maria Beatriz Bohrer-Morel**

**São Paulo
2006**

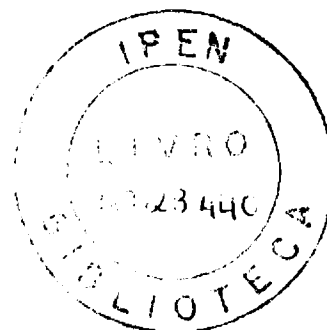


INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES - IPEN

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE (TOXICITY IDENTIFICATION
EVALUATION - TIE) DO EFLUENTE LÍQUIDO DO PÓLO INDUSTRIAL DE
BELFORD ROXO, RJ, E SUA CONTRIBUIÇÃO NA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO
CURSO INFERIOR DO RIO SARAPUÍ, SUB-BACIA DO RIO IGUAÇÚ, BACIA DA
BAÍA DA GUANABARA, RJ, BRASIL**

LUIZ EDUARDO BOTELHO PIRES



**Tese apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau de
Doutor em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear - Materiais**

Orientadora:

Dra. Maria Beatriz Bohrer-Morel



INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES - IPEN

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE (TOXICITY IDENTIFICATION
EVALUATION - TIE) DO EFLUENTE LÍQUIDO DO PÓLO INDUSTRIAL DE
BELFORD ROXO, RJ, E SUA CONTRIBUIÇÃO NA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO
CURSO INFERIOR DO RIO SARAPUÍ, SUB-BACIA DO RIO IGUAÇÚ, BACIA DA
BAÍA DA GUANABARA, RJ, BRASIL**

LUIZ EDUARDO BOTELHO PIRES

**Tese apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau de
Doutor em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear - Materiais**

Orientadora:

Dra. Maria Beatriz Bohrer-Morel

SÃO PAULO

2006

Dedico esse trabalho àqueles que não se entregam nos momentos de dificuldade, aos que vivem por ideais e aos que acreditam que todas as contribuições, por menores que sejam, serão capazes de criar um mundo melhor.

AGRADECIMENTOS

Por vezes ouvi dizer que uma Tese nunca é fruto de um trabalho individual, feito por um único indivíduo em busca de respostas às suas perguntas, suas indagações. E esse trabalho não poderia ser diferente.

Ao longo desses 5 frutíferos anos tive ajuda e apoio de muita gente. Alguns muito próximos, outros nem tanto, mas todos estavam presentes nos momentos mais importantes. Durante esse tempo todo eu sempre me apoiei incondicionalmente em 3 pilares: minha família, meus amigos e minha orientadora.

A meus pais meu eterno agradecimento pelo apoio em todos os momentos. Desde os primeiros dias de estágio "naquele laboratório na USP com nome esquisito", em meados de 1999, até os dias de hoje. E por falar em família, não consigo lembrar quantas foram as vezes que ganhei uma carona por ter "dado uma esticadela" no laboratório ou por insistir em trabalhar em finais de semana, logicamente, ensolarados. Fernando e Carol, muito obrigado pelas caronas, pelas lembranças do "meu irmão cientista" e pelo companheirismo nesses anos todos. E por falar em companheirismo não posso deixar de falar numa pessoa que esteve ao meu lado em partes muito importantes desse trabalho, começando em um certo laboratório no bairro da Lapa, passando pelas terras distantes do além-mar e continuando por aqui até agora. Evelyn, muito obrigado por tudo e por ser você!!!

Aos amigos de várias instituições, especialmente ao pessoal do Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia Aquática do IPEN: Gustavo, Nathália, Vanessa, Carlota, Patrícia, Ricardo, Sílvio e a todos aqueles que passaram por lá nesse período. Obrigado pela companhia, pelos trabalhos realizados, pelos congressos, pelas discussões ... e um obrigado muito especial para uma das maiores colaboradoras desse trabalho, minha grande amiga/irmã Angélica. Valeu pessoal, valeu Gerusa!!!

Aos amigos espalhados, André Cordeiro, Abílio L. Oliveira-Neto, Denis Abessa, Eduardo Bertoletti e Alexandre Arenzon: muito obrigado. Vocês podem até não saber mas ajudaram bastante em alguma parte desse trabalho.

Ao pessoal do IPEN, agradeço pelas discussões, explicações, análises realizadas, equipamentos emprestados ou mesmo pelos bate-papos, churrascos e etc. Muito obrigado Maria Aparecida, Marycel, Beth, Marlene, Elaine, David, Jorge Vaz, Cidinha, Hélio, Marcos Lemes, Elias Santana, Maria Nogueira, Cris, Cleide, Wagner e mais um monte de gente que não está aqui.

Ao Laboratório TECAM - Tecnologia Ambiental Ltda na pessoa de suas três sócias: Regina, Janeth e Cinthia e de todos os amigos que fiz por lá. Agradeço o empenho de todos e em especial do pessoal do ECOTOX. Valeu Flávio, Maria, Jô, Ângela, Thais e em especial à Alice, que me ensinou ser possível preparar 128 ensaios de toxicidade aguda, 35 de toxicidade

crônica e ainda fazer manutenção em 49 ensaios de toxicidade aguda com peixes em um único dia.

Ao pessoal da Universidade de Aveiro, em especial ao Dr. Amadeu Soares e a todos os amigos que fiz por lá. Um grande abraço prof. Antonio, Fernando Morgado, Susana Loureiro, João Pestana e Lisia, Joaquim e Filipa, Raquel, Inês, Abel, Henrique, Marco, Salomé, Carla e todos os grandes amigos de Aveiro. Obrigado pelos momentos, pelos copos e pela ecotoxicologia "à lá portuguesa".

Ao pessoal da TRIBEL, empresa parceira nesse trabalho, em especial ao Luiz Henrique e Márcio. Muito obrigado pelas amostras, análises e por todo o suporte nesse trabalho. Um agradecimento especial ao grande amigo Fábio, idealizador da parceria e que muito auxiliou no início desse trabalho.

Aos presentes nas bancas de avaliação das diversas etapas desse trabalho, muito obrigado: Cinthia Pedroso, Maria Aparecida, Marlene Flues, Eduardo Bertoletti e Sueli Borrelly pelas sugestões nos exames de capacidade e qualificação, além do seminário geral de área.

Ao Sr. Paulo Crispim do Instituto Nacional de Meteorologia/RJ, muito obrigado pelos dados meteorológicos.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos que permitiu um intercâmbio com o pessoal da Universidade de Aveiro, Portugal.

À Marta Bulus da FEEMA pelos dados sobre o Rio Sarapuí e pelas discussões na sub-comissão da ABNT.

E por último, mas com grande parte de "culpa" disso tudo, à minha incomparável orientadora: Dra. Maria Beatriz, que desde 07 de junho de 1999 tem me acompanhado numa caminhada que parecia não ter fim. Bia, esse fim parece ter chegado e por isso eu a agradeço, e muito. Obrigado pelos ensinamentos, pelas incontáveis e incansáveis discussões, por tudo o que fez por mim e por acreditar naquele rapaz que não sabia o que era uma *Daphnia*. Sabe que sempre foi uma das maiores incentivadoras de tudo isso.

À todos os que de alguma forma colaboraram, em especial à Vevê, Fernando, Carol, Seu Eduardo, Dona Ana e Bia: muito obrigado por tudo!!! Sabem que nada disso seria possível sem vocês ao meu lado.

**AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE (*TOXICITY IDENTIFICATION EVALUATION – TIE*)
DO EFLUENTE LÍQUIDO DO PÓLO INDUSTRIAL DE BELFORD ROXO, RJ E SUA CONTRIBUIÇÃO NA
QUALIDADE DAS ÁGUAS DO CURSO INFERIOR DO RIO SARAPUÍ, SUB-BACIA DO RIO IGUAÇU, BACIA
DA BAÍA DA GUANABARA, RJ, BRASIL**

LUIZ EDUARDO BOTELHO PIRES

RESUMO

A qualidade dos efluentes líquidos do Pólo Industrial de Belford Roxo e das águas do Rio Sarapuí foram avaliadas por meio de ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Danio rerio* e ensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* e *Selenastrum capricornutum*. Em associação ao monitoramento ecotoxicológico, foram realizados os procedimentos de Avaliação e Identificação da Toxicidade – AIT (*Toxicity Identification Evaluation – TIE*) os quais possibilitaram a identificação dos agentes tóxicos para as duas matrizes. Para o efluente, foi identificado o íon cloreto como principal agente tóxico, complementado por efeitos aditivos de metais, amônia e sulfeto. As águas do Rio Sarapuí apresentam os nutrientes fósforo e nitrogênio como principais agentes tóxicos, com toxicidade aditiva de metais, amônia e sulfeto. Embora a Estimativa de Impactos Ambientais a partir dos dados de toxicidade do efluente sugira impactos mínimos por parte do lançamento de efluentes do Pólo no compartimento água superficial, a qualidade das águas desse rio já apresenta por si só um impedimento à manutenção da vida aquática. O constante lançamento de esgoto não tratado compromete a qualidade das águas do rio Sarapuí, culminando num quadro de completa degradação devido ao aumento da concentração de nutrientes e matéria orgânica, que acaba por inviabilizar o correto equilíbrio desse ecossistema e suas interações ecológicas naturais.

**TOXICITY IDENTIFICATION EVALUATION (TIE) OF BELFORD ROXO INDUSTRIAL PLANT
EFFLUENT AND ITS CONTRIBUTION IN WATER QUALITY OF DOWNSTREAM OF SARAPUÍ RIVER,
IGUAÇU RIVER SUB-BASIN, BAIA DA GUANABARA BASIN, RJ, BRAZIL**

LUIZ EDUARDO BOTELHO PIRES

ABSTRACT

The quality of Belford Roxo Industrial Plant effluent and water from SarapuÍ River were evaluated with *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* and *Danio rerio* acute and chronic toxicity tests. In association with the ecotoxicological monitoring, the Toxicity Identification Evaluation procedure were performed and the identification of the toxic compounds was possible. The Chloride ion was identified as the major toxic compound in the effluent with additional effects of Metals, Ammonium and Sulfide. For the SarapuÍ River, the compounds of Phosphorus and Nitrogen were identified as the major toxic compounds with addictive effects of Metals, Ammonium and Sulfide. Although the environmental impact estimation based on the effluent toxicity suggests a minor impact on the water quality of SarapuÍ River, this was already sufficiently contaminated to make impracticable the establishment of an aquatic community. The constant discharge of untreated sludge promotes the eutrophication of this water body and makes impossible the equilibrium of this ecosystem.

SUMÁRIO

1	Introdução	13
1.1	Monitoramento Ecotoxicológico de Efluentes	14
1.2	Avaliação e Identificação da Toxicidade (AIT)	16
1.2.1	Fase 1: Caracterização do(s) Tóxico(s)	16
1.2.2	Fase 2: Identificação do(s) Agente(s) Tóxico(s)	17
1.2.3	Fase 3: Confirmação do(s) Tóxico(s)	17
1.3	Avaliação dos efeitos de misturas complexas no ambiente	17
1.4	Justificativa	18
2	Objetivos	20
3	Revisão da Literatura	21
3.1	Avaliação dos efeitos de misturas complexas no ambiente	21
3.2	Avaliação e Identificação da Toxicidade (AIT)	24
4	Caracterização das Áreas de Estudo	27
4.1	Pólo Industrial de Belford Roxo	27
4.2	Rio Sarapuí, Sub-Bacia do Rio Iguaçu, Bacia da Baía da Guanabara, RJ.	31
4.2.1	Histórico de Uso e Ocupação do Solo	33
4.2.2	Geomorfologia	34
4.2.3	Clima	34
4.2.4	Recursos Hídricos e usos da água	35
4.2.5	Saneamento Básico	36
5	Material e Métodos	37
5.1	Climatologia	37
5.1.1	Precipitação	37
5.2	Coleta, armazenamento e preservação das amostras	37
5.2.1	Efluente	37
5.2.2	Água do Rio Sarapuí	38
5.3	Caracterização física e química	42
5.3.1	Efluente	42
5.3.2	Água do Rio Sarapuí	43
5.3.2.1	Índice de Estado Trófico (IET)	43
5.4	Caracterização Ecotoxicológica	44
5.4.1	Ensaio de Toxicidade	44
5.4.1.1	Avaliação da Toxicidade Aguda para <i>Daphnia similis</i>	45
5.4.1.2	Avaliação da Toxicidade Aguda para <i>Ceriodaphnia dubia</i>	46
5.4.1.3	Avaliação da Toxicidade Aguda para <i>Danio rerio</i>	47
5.4.1.4	Avaliação da Toxicidade Crônica para <i>Selenastrum capricornutum</i>	48
5.4.1.5	Avaliação da Toxicidade Crônica para <i>Ceriodaphnia dubia</i>	49
5.4.2	Avaliação e Identificação da Toxicidade – AIT	50
5.4.2.1	Fase I: Caracterização Física e Química do(s) Agente(s) Tóxico(s)	50
5.4.2.1.1	Teste de referência ("Baseline effluent toxicity test")	51
5.4.2.1.2	Teste de ajuste de pH ("pH adjustment test")	51
5.4.2.1.3	Teste de filtração e ajuste de pH ("pH adjustment/filtration test")	52
5.4.2.1.4	Teste de Aeração e ajuste de pH "pH adjustment/aeration test")	52
5.4.2.1.5	Teste de ajuste de pH e extração de fase sólida ("pH adjustment/C18 SPE")	53
5.4.2.1.6	Teste de Oxi-redução ("Oxidant reduction test")	53
5.4.2.1.7	Teste de quelação com EDTA ("EDTA Chelation test")	53
5.4.2.1.8	Teste de graduação de pH ("Graduated pH test")	53
5.4.2.1.9	Troca iônica	54
5.4.2.2	Fase II: Identificação e Quantificação do(s) Agente(s) Tóxico(s)	56
5.4.2.2.1	Análise da composição Química	56
5.4.2.3	Fase III: Confirmação do(s) Tóxico(s)	57
5.4.2.3.1	Aplicação da regressão não-linear para previsão dos efeitos nas amostras de efluente a partir da concentração do Íon Cloreto	57
5.5	Estimativa de Impactos Ecológicos	58
6	Resultados	60
6.1	Caracterização Física, Química e Ecotoxicológica do Efluente	60

6.1.1	Caracterização Física e Química	60
6.1.1.1	Análise Estatística dos Parâmetros Físicos e Químicos	62
6.1.1.1.1	Coeficiente de correlação linear de Pearson	62
6.1.2	Caracterização Ecotoxicológica	65
6.1.2.1	Ensaio de Toxicidade	65
6.1.2.1.1	Avaliação da toxicidade aguda	65
6.1.2.1.1.1	<i>Daphnia similis</i>	65
6.1.2.1.1.2	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	66
6.1.2.1.1.3	<i>Danio rerio</i>	66
6.1.2.1.2	Avaliação da toxicidade crônica	67
6.1.2.1.2.1	<i>Selenastrum capricornutum</i>	67
6.1.2.1.2.2	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	68
6.1.2.2	Avaliação e Identificação da Toxicidade – AIT	69
6.1.2.2.1	Fase I – Caracterização da Toxicidade	69
6.1.2.2.2	Fase II – Identificação do Agente Tóxico	71
6.1.2.2.3	Fase III – Confirmação do Agente Tóxico	73
6.2	Caracterização Física, Química e Ecotoxicológica das águas do Rio Sarapuí, Sub-Bacia do Rio Iguçu, Bacia da Baía da Guanabara, RJ	76
6.2.1	Climatologia	76
6.2.1.1	Precipitação	76
6.2.1.2	Vazão	77
6.2.2	Parâmetros Físicos e Químicos	77
6.2.3	Caracterização Ecotoxicológica	82
6.2.3.1	Avaliação da Toxicidade Aguda	82
6.2.3.1.1	<i>Daphnia similis</i>	82
6.2.3.1.2	<i>Danio rerio</i>	84
6.2.3.2	Avaliação da toxicidade crônica	84
6.2.3.2.1	<i>Selenastrum capricornutum</i>	84
6.2.3.3	<i>Toxicity Identification Evaluation – TIE</i>	86
6.2.3.3.1	Fase I – Caracterização da Toxicidade	86
6.3	Estimativa de Impactos Ecológicos	87
7	Discussão	89
7.1	Caracterização Física, Química e Ecotoxicológica do Efluente	89
7.1.1	Caracterização Física e Química	89
7.1.2	Avaliação dos efeitos tóxicos	90
7.1.2.1	<i>Selenastrum capricornutum</i>	90
7.1.2.2	<i>Danio rerio</i>	92
7.1.2.3	<i>Daphnia similis</i> e <i>Ceriodaphnia dubia</i>	93
7.1.3	Avaliação e Identificação da Toxicidade – AIT	96
7.2	Caracterização Física, Química e Ecotoxicológica das águas do Rio Sarapuí	98
7.2.1	Precipitação	98
7.2.2	Parâmetros Físicos e Químicos	99
7.2.3	Avaliação dos efeitos tóxicos	103
7.2.3.1	<i>Danio rerio</i>	103
7.2.3.2	<i>Selenastrum capricornutum</i>	105
7.2.3.3	<i>Daphnia similis</i>	108
7.3	Estimativa de Impactos Ecológicos	110
8	Conclusões	112
9	Considerações finais e recomendações	113
10	Referências Bibliográficas	114
	APÊNDICE I	123
	APÊNDICE II	164
	APÊNDICE III	167
	APÊNDICE IV	169
	APÊNDICE V	171

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Relação de tratamentos utilizados no AIT e descrição resumida de seus objetivos, segundo USEPA (1991a).	17
Tabela 2 – Estimativa da População Residente na Bacia do Rio Iguaçu por Município, no ano de 1992.	33
Tabela 3 – Identificação, período de coleta e ensaios para caracterização física, química e ecotoxicológica realizados para as amostras de efluente coletadas no Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de novembro de 2002 a maio de 2005.	38
Tabela 4 – Identificação, período de coleta e ensaios para caracterização física, química e ecotoxicológica realizados para as amostras de água coletadas no rio Sarapuí, RJ, no período de novembro de 2002 a maio de 2005.	39
Tabela 5 – Parâmetros e métodos empregados na caracterização física e química das amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, realizadas no Laboratório Ambiental da Tribel S/A.	42
Tabela 6 – Parâmetros e equipamentos empregados na caracterização física e química das amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, realizadas no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia Aquática (IPEN), no Laboratório de Análises Químicas e Ambientais (IPEN) e no Laboratório de Ecotoxicologia (TECAM Ltda).	42
Tabela 7 – Parâmetros e equipamentos empregados na caracterização física e química das amostras de água do rio Sarapuí realizadas no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia Aquática (IPEN), no Laboratório de Análises Químicas e Ambientais (IPEN) e no Laboratório de Ecotoxicologia (TECAM Ltda).	43
Tabela 8 – Classificação dos corpos d'água quanto ao estado trófico segundo o Índice de Estado Trófico de Carlson, modificado por LAMPARELLI (2004).	44
Tabela 9 – Etapas do processo de condicionamento de resinas para realização do procedimento de troca iônica com amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ.	55
Tabela 10 – Equações químicas representativas para o sistema de troca iônica para as resinas Amberlite IRA120 e Amberlite IRA 410.	55
Tabela 11 – Caracterização física e química realizada pelo Laboratório Ambiental da TRIBEL S/A com amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, para amostras coletadas entre janeiro de 2004 e maio de 2005.	60
Tabela 12 – Caracterização física e química realizada durante os ensaios de toxicidade com amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, para amostras coletadas entre novembro de 2002 e maio de 2005.	61
Tabela 13 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com <i>D. similis</i> para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de novembro de 2002 a maio de 2005.	65
Tabela 14 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com <i>C. dubia</i> para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de março de 2003 a março de 2004.	66
Tabela 15 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com <i>D. rerio</i> para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de março de 2003 a março de 2004.	67
Tabela 16 – Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com <i>S. capricornutum</i> para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de janeiro de 2004 a maio de 2005.	68
Tabela 17 – Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com <i>C. dubia</i> para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de março de 2003 a março de 2004.	69
Tabela 18 – Caracterização das amostras de água do Rio Sarapuí coletadas entre março de 2004 e maio de 2005.	77
Tabela 19 – Parâmetros físicos e químicos analisados nas três campanhas de coleta de amostra no Rio Sarapuí, RJ.	78
Tabela 20 – Concentração de metais, nutrientes, íons e matéria orgânica para as amostras de água superficial do rio Sarapuí coletadas durante a campanha de maio de 2005. Em	

negrito são apresentados os valores que ultrapassaram os padrões de qualidade para corpos d'água Classe 3 (CONAMA, 2005).	80
Tabela 21 – Índice de Estado Trófico (LAMPARELLI, 2004) aplicado para as amostras de água superficial do Rio Sarapuí, coletadas na campanha de maio de 2005.	81
Tabela 22 – Concentração de N_{amoniaco} , Nitrito e Nitrato dissolvidos para as amostras de água superficial do Rio Sarapuí, coletadas na campanha de maio de 2005.	82
Tabela 23 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com <i>D. similis</i> para as amostras de água superficial do rio Sarapuí nas três campanhas de coleta, realizadas entre março de 2004 e maio de 2005.	83
Tabela 24 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com <i>D. rerio</i> para as amostras de água superficial do rio Sarapuí na campanhas de coleta realizada em maio de 2005.	84
Tabela 25 – Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com <i>S. capricornutum</i> para as amostras de água superficial do rio Sarapuí nas três campanhas de coleta, realizadas entre março de 2004 e maio de 2005.	85
Tabela 26 – Estimativa de impactos ecológicos do efluente industrial de Belford Roxo no rio Sarapuí a partir dos resultados dos ensaios de toxicidade aguda com <i>D. similis</i> para as amostras de efluente coletadas entre novembro de 2002 e maio de 2005.	88
Tabela 27 – Precipitação mensal acumulada na Estação Meteorológica de Belford Roxo, RJ, no período de maio de 2002 a setembro de 2005 (INMET/RJ).	168
Tabela 28 - Dados brutos dos ensaios de toxicidade aguda com Cloreto de Sódio utilizados para elaboração do modelo de regressão não-linear (LAMEIRA, 2004).	170
Tabela 29 - Dados brutos dos experimentos de TIE com a amostra 8 de efluente.	172

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1 – Evolução histórica dos trabalhos relacionados às palavras-chave “*toxicity identification evaluation*” realizado no banco de dados Web of Knowledge em 26/04/2005. 24
- Figura 2 – Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ. Localização às margens do Rio Sarapuí, tendo ao fundo, à direita, a Baía da Guanabara, cerca de 4,5 km do ponto de lançamento de efluentes líquidos. 27
- Figura 3 – Imagem da Estação de Tratamento de Despejos Industriais do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ. 29
- Figura 4 – Esquema de funcionamento da Estação de Tratamento de Despejos Industriais (ETDI) do Pólo Industrial de Belford Roxo (Fonte: <http://www.tribel.com.br>). 30
- Figura 5 – Localização do Pólo Industrial de Belford Roxo no curso final do Rio Sarapuí. Do lado direito da imagem observa-se a Baía da Guanabara, em azul-marinho na imagem. 31
- Figura 6 – Imagens do ponto de coleta do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, há poucos metros do local de despejo no Rio Sarapuí. 37
- Figura 7 – Localização dos pontos de amostragem de água superficial no Rio Sarapuí, Sub-bacia dos Rios Iguaçu-Sarapuí, Bacia da Baía da Guanabara, RJ. 40
- Figura 8 – Imagens do ponto de amostragem “montante”, localizado à aproximadamente 500 metros antes ponto de descarte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ. 40
- Figura 9 – Local de descarte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, a aproximadamente 10 metros do Rio Sarapuí. 41
- Figura 10 – Imagens do ponto de amostragem “jusante”, localizado à aproximadamente 650 metros após ponto de descarte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ. 41
- Figura 11 – Fluxograma do processo de Avaliação e Identificação da Toxicidade extraído de USEPA (1991a). 51
- Figura 12 – Variação dos valores de pH, Oxigênio dissolvido, cloreto, condutividade e salinidade nas amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, submetidas aos ensaios de toxicidade no período de novembro de 2002 a maio de 2005. 62
- Figura 13 – Matriz de correlação dos parâmetros pH, Oxigênio dissolvido, condutividade e salinidade para as amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo no período de novembro de 2002 a maio de 2005. Os gráficos apresentadas em verde correspondem às correlações positivas e significativas, para as quais foi observada relação de linearidade entre os parâmetros. 63
- Figura 14 – Matriz de correlação dos parâmetros pH, RNFT, Fenóis, Cu, Zn, DBO e MBAS para as amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo no período de novembro de 2002 a maio de 2005. Os gráficos apresentadas em verde correspondem às correlações positivas e significativas, para as quais foi observada relação de linearidade entre os parâmetros. 64
- Figura 15 – Resultados dos procedimentos de avaliação e identificação da toxicidade (AIT) com *D. similis* para a amostra 8 de efluente, coletada em março de 2004. As colunas indicam o percentual de sobrevivência para as frações em que se observou redução na toxicidade. 70
- Figura 16 – Resultados dos procedimentos de avaliação e identificação da toxicidade (AIT) com *D. similis* para a amostra 13 de efluente, coletada em maio de 2005. As colunas indicam o percentual de sobrevivência para as frações em que se observou redução na toxicidade. 71
- Figura 17 – Correlação linear entre os resultados das análises de cloreto e salinidade para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, coletadas entre outubro de 2003 e maio de 2005. 72
- Figura 18 – Concentração do íon cloreto nas amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, e comparação com os resultados de sensibilidade ao íon cloreto, sob forma de NaCl, para *D. similis*, *C. dubia*, *D. rerio* e *S. capricornutum*. 72
- Figura 19 – Contribuição percentual do íon cloreto para a salinidade total das amostras e a contribuição dos íons cloreto, sulfato e sódio na salinidade da amostra 13 do efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ. 73
- Figura 20 – Curvas concentração-resposta para a concentração do íon cloreto nos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para a amostra 13 de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo (NaCl Efluente) e a concentração do íon nos ensaios de toxicidade aguda com a

substância de referência cloreto de sódio (NaCl Modelo), baseado nos resultados das primeiras 24 horas dos ensaios de toxicidade.	74
Figura 21 – Correlação linear entre os resultados das primeiras 24 horas dos ensaios de toxicidade aguda com <i>D. similis</i> e a concentração do íon cloreto, após aplicação de transformações logarítmicas, para os resultados das amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, coletadas entre outubro de 2003 e maio de 2005.	74
Figura 22 – Curvas dose-resposta para os efeitos reais observados nos ensaios e os efeitos previstos, estimados à partir da aplicação do modelo de regressão não-linear.	75
Figura 23 – Precipitação acumulada na estação meteorológica de Belford Roxo, RJ, no período de abril de 2002 a outubro de 2005.	76
Figura 24 – Dados históricos de precipitação média mensal para a região metropolitana do Rio de Janeiro (Fonte: INMET).	76
Figura 25 – Variação da salinidade nas águas do rio Sarapuí para as amostras de água superficial coletadas entre março de 2004 e maio de 2005.	79
Figura 26 – Variação da concentração dos íons cloreto e sulfato nas amostras de água superficial do rio Sarapuí coletadas em maio de 2005.	81
Figura 27 – Resultados dos procedimentos de avaliação e identificação da toxicidade (AIT) com <i>D. similis</i> para a amostra de água superficial do rio Sarapuí referente ao ponto de descarte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, coletada em maio de 2005. As colunas indicam o percentual de sobrevivência para as frações em que se observou redução na toxicidade.	86

1 INTRODUÇÃO

Desde seu surgimento na Terra o homem tem provocado constantes interferências no meio em que vive. Num momento inicial, ele contentou-se em viver no meio natural sem alterar a paisagem que o rodeava. Em seguida, começou a modelar o meio para melhor adequá-lo às suas necessidades. Na época atual, as alterações são mais graves, pois na verdade os problemas ambientais atingiram hoje tal proporção que representam um verdadeiro desafio à sobrevivência da humanidade (COMUNE, 1992).

O rápido desenvolvimento tecnológico e industrial está associado ao aumento da geração de resíduos que, se não forem corretamente tratados e/ou dispostos, podem causar graves problemas ao meio ambiente, entre os quais a poluição dos corpos d'água que tem se destacado cada vez mais, devido a sua importância para a manutenção da vida e dos processos produtivos.

As Conferências das Nações Unidas sobre Meio Ambiente apontam para a água como um fator crítico para o Desenvolvimento Sustentável, destacando a conferência de Estocolmo, em 1972, como o início do debate mundial em busca da qualidade de vida através da preservação ambiental.

As declarações de Mar Del Plata (1977), Dublin (1992), e a Agenda 21 (1992), alertam para o uso indiscriminado dos recursos hídricos e que sua possível escassez seria motivo para conflitos mundiais. Mais recentemente, as declarações de Paris (1998), e Haia (2000), destacaram os problemas gerados pela poluição e pelo mau gerenciamento de bacias hidrográficas como os principais temas a serem trabalhados (PIO, 2000).

NIETO (2001) considera a água como o recurso natural de maior importância para o desenvolvimento da humanidade. Indispensável para o homem quer seja na alimentação e dessedentação, quer seja nos seus usos múltiplos; recreação, navegação, paisagismo, geração de energia elétrica, entre outros; é atualmente, motivo de atenção mundial.

BOHRER (1995) observa que quase todo o espectro de atividades realizadas pela sociedade termina por gerar impactos, promovendo lentas e, às vezes, irreversíveis modificações e, segundo GWP (2000), a poluição dos corpos d'água está diretamente relacionada com as atividades humanas e sua localização.

A deterioração da qualidade dos recursos hídricos influi diretamente em sua disponibilidade e na qualidade de vida da população, criando conflitos por interesse de uso preponderante. Tais modificações têm como principal agente causador o homem, seja através de manipulações diretas do meio ambiente, seja através de despejos de resíduos, principalmente de efluentes líquidos industriais e domésticos, os quais são responsáveis pela introdução de centenas de compostos químicos nos corpos d'água (PIRES & BOHRER, 2002).

Os principais problemas relacionados à poluição aquática referem-se à descarga de efluentes industriais e domésticos, com enfoque para a proteção dos mananciais e recuperação das áreas degradadas.

Efluentes líquidos são, por definição, misturas complexas resultantes de uso doméstico ou processos produtivos (BERGMAN, 1984; MANAHAN, 1984; DORN & COMPERNOLLE, 1995).

Os principais problemas do descarte de efluentes domésticos não tratados, segundo MANAHAN (1984), são a depreciação da qualidade da água pela elevação da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), elevação da concentração de óleos e graxas e dos sólidos em suspensão, problemas esses minimizados pelos sistemas de tratamento biológico.

Os efluentes industriais não apresentam composição típica, variando de acordo com a atividade da indústria, qualidade de matéria prima e ciclo produtivo. Devido as mais variadas fontes de emissão os efluentes industriais acabam por introduzir centenas de milhares de compostos nos corpos hídricos diariamente, alguns deles potencialmente tóxicos ou, segundo NIETO (2001), que em condições de sinergismo ou antagonismo acabam por se tornar potencialmente genotóxicos ou teratogênicos.

Sua caracterização, geralmente realizada por meio da análise de alguns compostos químicos exigidos na legislação, vem sendo complementada pelo monitoramento biológico recém incluído na Resolução Nº 357/05 do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Essa nova abordagem baseia-se nos ensaios de toxicidade que atuam como modelos prognósticos na avaliação das condições ambientais (TINSLEY *et al*, 2004).

Objetivando a manutenção da qualidade dos ecossistemas aquáticos, e conseqüentemente da nossa própria qualidade de vida, o monitoramento biológico vem se tornando uma importante ferramenta no controle das alterações causadas a esses ambientes (EPA, 1991a).

1.1 MONITORAMENTO ECOTOXICOLÓGICO DE EFLUENTES

No Brasil, o monitoramento ecotoxicológico vem sendo implantado por órgãos governamentais responsáveis pela proteção ambiental e controle da poluição, indústrias, universidades e institutos de pesquisas desde o final da década de 1970, época da inauguração do Laboratório de Bioensaios da CETESB em São Paulo (DAMATO, 1997). Embora seja notável o aumento do número de grupos de pesquisa no país desde essa data, pode-se considerar ainda pequeno o número de instituições no país desenvolvendo projetos com este enfoque.

Os ensaios de toxicidade são a base de uma ciência denominada Ecotoxicologia e estão diretamente relacionados às questões ambientais, nas quais metodologias capazes de

predizer os prováveis efeitos de compostos lançados na natureza são desenvolvidas (SOARES, 1990).

A Toxicologia Aquática, um dos ramos da Ecotoxicologia, avalia, através dos ensaios de toxicidade, os efeitos de substâncias que apresentam potencial para inferir efeitos danosos aos organismos aquáticos pois estuda as interações sinérgicas e antagônicas de compostos químicos cujos ciclos físicos e biogeoquímicos são individualmente conhecidos (SETAC, 1993; RAND, 1995; ZAMBONI, 2000).

Em outras palavras, os ensaios de toxicidade são modelos prognósticos desenvolvidos para a avaliação, sob condições controladas, dos efeitos de substâncias simples e misturas sobre um grupo de organismos expostos a um gradiente de concentração dessa amostra, representando em laboratório os efeitos observados no ambiente natural.

Com base nesses conceitos, a Resolução N.º 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) trata da classificação das águas e diz: "As possíveis interações entre as substâncias e a presença de contaminantes não listados nesta Resolução, passíveis de causar danos aos seres vivos, deverão ser investigadas utilizando-se ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos, ou outros métodos cientificamente reconhecidos" (DOU, 2005).

Tal filosofia transforma os ensaios de toxicidade na principal ferramenta de controle da qualidade ambiental pois a resolução impõe a necessidade da manutenção da qualidade das águas a partir da não ocorrência de efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia, bem como de restringir os usos preponderantes previstos, para os lançamentos em corpos d'água.

O Artigo 34 dessa resolução diz: "... Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos d'água desde que obedeçam as condições padrões previstas neste artigo, resguardadas outras exigências cabíveis...".

Essas condições são apresentadas nos parágrafos 1 e 2 e dizem, respectivamente, que os efluentes não podem causar ou apresentar potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos do corpo receptor e que esse potencial tóxico deve ser avaliado através da realização de ensaios de toxicidade com organismos padronizados.

Dessa forma, o monitoramento físico e químico já realizado a fim de atender as exigências de lei é agora complementado com informações sobre a toxicidade dos efluentes aos organismos aquáticos, garantindo a manutenção da qualidade dos corpos d'água através de mensuração dos efeitos prováveis após a mistura do efluente no corpo receptor.

Destaca-se como principal ferramenta o teste de toxicidade com organismos aquáticos, artifício já adotado em programas de monitoramento ambiental de países como Estados Unidos, Canadá, França, Inglaterra, entre outros (CETESB, 1992; CETESB, 1997; NIETO, 2001).

O presente trabalho apresenta como objetivo o monitoramento ecotoxicológico do efluente de um complexo industrial, complementado com a técnica de Avaliação e Identificação da Toxicidade (*Toxicity Identification Evaluation – TIE*) que permite identificar o principal componente tóxico através de manipulações físicas e químicas da amostra. A partir dos resultados obtidos, realiza-se uma estimativa dos prováveis efeitos dos poluentes identificados no efluente nas comunidades presentes no corpo receptor.

1.2 AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE (AIT)

Os estudos de AIT fazem parte dos protocolos de ART – Avaliação e Redução da Toxicidade (*Toxicity Reduction Evaluation – TRE*) e surgiram nos Estados Unidos em decorrência da dificuldade de se atender aos níveis de emissão exigidos na legislação. Esses protocolos apresentam como objetivos a redução da toxicidade de efluentes ou sua manutenção em níveis aceitáveis, e vem sendo aplicados com sucesso desde meados da década de 1980 (USEPA, 1989a; USEPA, 1989b; USEPA, 1991a; DORN & COMPERNOLLE, 1995; BADARÓ-PEDROSO, 1999).

Essa metodologia visa a avaliação do potencial tóxico do efluente para, a partir disso, identificar os principais compostos presentes na mistura e iniciar as ações para redução da toxicidade.

O princípio do método está baseado no fracionamento das amostras através de uma série de processos, físicos e químicos, que têm por finalidade eliminar ou reter grupos de compostos para verificação de seu potencial tóxico e comparação com um teste de referência (“*baseline test*”) da amostra integral.

Este processo combina a quantificação da toxicidade do efluente com a identificação do(s) composto(s) responsável pela toxicidade e envolve três fases distintas:

1.2.1 FASE 1: CARACTERIZAÇÃO DO(S) TÓXICO(S)

Nesta fase, é realizada a caracterização das propriedades físicas e químicas do efluente através de manipulações que alteram a biodisponibilidade de compostos com propriedades semelhantes.

São duas as etapas de execução. A primeira conta com a realização de um teste preliminar, no dia do recebimento da amostra para verificar a toxicidade inicial e a variação da toxicidade em função do tempo. A segunda, realizada no dia seguinte ao recebimento da amostra, conta com a realização de manipulações na amostra a fim de possibilitar a identificação dos compostos de interesse.

A Tabela 1 apresenta os tratamentos convencionais em um processo de AIT.

Tabela 1 – Relação de tratamentos utilizados no AIT e descrição resumida de seus objetivos, segundo USEPA (1991a).

Tratamento	Objetivos
Teste de toxicidade inicial	Verificar o potencial tóxico da amostra e determinar as concentrações de trabalho.
Teste de referência (Baseline)	Avaliar a degradação da amostra e servir de referência na avaliação da eficiência do fracionamento.
Ajuste de pH	Avaliar a influência do pH na solubilidade, polaridade, volatilidade, estabilidade e especiação dos compostos.
Ajuste de pH / Aeração	Avaliar a toxicidade associada a surfactantes e compostos voláteis, oxidáveis ou elimináveis pela aeração.
Ajuste de pH / Filtração	Avaliar a toxicidade associada à matéria orgânica e a formação de complexos metálicos influenciados por alterações no pH.
Ajuste de pH / Filtração / Extração de Fase Sólida	Avaliar a toxicidade associada a compostos orgânicos e metálicos quelados apolares.
Adição de EDTA (Quelação)	Avaliar a toxicidade associada a metais catiônicos bivalentes a partir da adição de um gradiente de concentrações de ácido etilendiaminotetracético (EDTA).
Adição de Na ₂ S ₂ O ₇ (Oxiredução)	Avaliar a toxicidade associada a compostos oxidáveis, geralmente vinculados a sistemas de desinfecção por cloro e derivados, além de ozônio, brometos e iodetos, entre outros.
Graduação de pH	Avaliar a toxicidade associada a compostos cuja especiação depende do pH, entre eles amônia, metais, sulfeto de hidrogênio, cianeto e compostos orgânicos ionizáveis.

1.2.2 FASE 2: IDENTIFICAÇÃO DO(S) AGENTE(S) TÓXICO(S)

A identificação dos compostos tóxicos é feita por técnicas analíticas convencionais. A técnica analítica deve ser empregada de acordo com o grupamento alvo a ser identificado. Para a identificação dos compostos orgânicos podem ser utilizadas técnicas como a Cromatografia Gasosa e para metais a Espectroscopia Óptica de Emissão.

1.2.3 FASE 3: CONFIRMAÇÃO DO(S) TÓXICO(S)

Nesta fase, os compostos identificados como prováveis causadores da toxicidade são confirmados através de análises de correlação, sensibilidade comparada de espécies indicadoras e pela observação de sintomas. Se os resultados dos testes de toxicidade padronizados forem semelhantes aos resultados obtidos com a amostra de efluente, para a mesma concentração do composto, o agente tóxico suspeito pode ser considerado como real causador da toxicidade.

1.3 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE MISTURAS COMPLEXAS NO AMBIENTE

A avaliação dos efeitos de misturas complexas no ambiente refere-se, de um modo geral, a uma série de diferenciadas metodologias que tem por objetivo avaliar e/ou prever a

ocorrência de efeitos negativos sobre uma comunidade ou ecossistema, contemplando as interações físicas, químicas e biológicas.

Segundo CALOW (1998), essas metodologias permitem que sejam feitas avaliações e/ou previsões sobre os efeitos de contaminantes químicos nas comunidades biológicas. Embora tal procedimento forneça as ligações entre as causas e efeitos no ambiente, o mais importante é saber como e a quem proteger, ou seja, sobre o que se está estimando o impacto.

Os primeiros trabalhos na área, em meados da década de 1970, tratavam do monitoramento das comunidades biológicas para, num segundo momento, avaliar a variação temporal e espacial. A idéia principal era avaliar e entender como as comunidades biológicas estavam sujeitas, de alguma forma, a ação de compostos químicos potencialmente tóxicos. O desenvolvimento dessa idéia proporcionou inúmeros avanços na área e possibilitou que as técnicas atuais fossem desenvolvidas e aplicadas como ferramentas de gerenciamento ambiental.

O modelo CETESB (1991), desenvolvido no início dos anos 90, utiliza uma abordagem determinística baseada nos resultados dos ensaios de toxicidade associados a fatores de segurança para a proteção da biota e no balanço das vazões entre o corpo receptor e o lançamento de efluentes. Essa metodologia, chamada de Estimativa de Impactos, é atualmente adotada para o Estado de São Paulo no controle da emissão de efluentes líquidos.

FERNÁNDEZ *et al* (2003) apresentam uma metodologia probabilística de análise na qual estima-se, através da Análise de Monte Carlo aplicada pelo software Crystal Ball®, os efeitos prováveis ao ambiente com base nos resultados de toxicidade e em dados hidrológicos do sistema receptor. Este modelo, conhecido por RABETOX – *Risk Assessment of Basins by Ecotoxicological Evaluation*, inclui variações de vazão e dados referentes a bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica. Esse refinamento do modelo determinístico permite que previsões probabilísticas sejam realizadas a partir do atual cenário, verificando de uma forma prognóstica a extensão dos danos no ambiente.

Trabalhos com caráter semelhante ao desenvolvido nessa Tese foram apresentados por MOUNT *et al* (1997) e PILLARD *et al* (2000), nos quais foram utilizados modelos estatísticos para a previsão de efeitos de misturas contendo elevada Salinidade frente a organismos de água doce e salgada, embora extrapolações para os efeitos observados no ambiente não tenham sido adotados pelos autores.

1.4 JUSTIFICATIVA

Os programas de controle ambiental são uma realidade para as grandes indústrias brasileiras, sejam elas nacionais ou multinacionais. As novas abordagens de controle ambiental, implantadas pelos Sistemas de Gestão Integrada (SGIs) ou pelos Sistemas de

Gestão Ambiental (SGAs) trazem ao cotidiano dessas empresas os sistemas de controle de emissão de poluentes, entre eles a rotina do monitoramento ecotoxicológico.

Diversos trabalhos vêm apresentando melhores resultados quando complementados com os dados provenientes dos procedimentos de AIT. A partir do conhecimento dos principais tóxicos encontrados no efluente pode-se prever mais eficientemente o comportamento do mesmo quando descartado no corpo receptor, ou ainda eliminar ou minimizar os problemas de descarga de poluentes em corpos receptores com um sistema de tratamento mais adequado.

A técnica possibilita uma melhor análise quanto à toxicidade de uma amostra complexa, composta por efluentes de diversas linhas de produção de um ou mais produtos. Nesses casos, o fracionamento é necessário, pois uma amostra complexa não pode ser estudada como uma substância química isolada (BERGMAN, 1984).

O monitoramento ecotoxicológico, entre outras aplicações, contribui no estabelecimento de critérios de qualidade de águas e sedimentos de modo a proteger a biota aquática, no monitoramento de efluentes industriais e áreas de influência, como também na avaliação da eficiência de sistemas de tratamento (USEPA, 1989; USEPA, 1991b). Estas duas últimas acham-se diretamente ligadas a programas de gerenciamento existentes nas indústrias minimizando as emissões de resíduos, de modo a atender os requisitos legais mínimos previstos.

O complexo industrial estudado apresenta fábricas produtoras de químicos, polímeros, produtos veterinários, fitossanitários e gases. Segundo XAVIER¹, a composição do efluente varia ao longo do ano para atender aos ciclos produtivos. Em geral, antes da entrada no sistema de tratamento, o efluente apresenta elevada toxicidade provocada por compostos orgânicos e inorgânicos, provenientes das linhas de produção das fábricas de produtos veterinários e fitossanitários. Esses agentes biocidas são neutralizados na entrada no sistema de tratamento para evitar a perda do lodo.

O presente estudo possibilita, a partir do conhecimento sobre o potencial tóxico e da caracterização física e química do efluente, a avaliação dos efeitos de seu lançamento sobre o Rio Sarapuí, RJ.

Tal avaliação pode ser utilizada por outros autores para uma Avaliação de Risco Ecológico, a qual possibilita a estimativa probabilística de danos ambientais, embora esse trabalho se restrinja a uma avaliação determinística e localizada dos efeitos e não a um estudo detalhado das interrelações de causa e efeitos entre os elos da cadeia trófica e os contaminantes introduzidos pelo efluente.

O trabalho pretende contribuir para o desenvolvimento de estudos ecotoxicológicos com ênfase em programas de biomonitoramento em sistemas de tratamento de efluentes industriais e para introdução da técnica de AIT, ainda pouco difundida no Brasil.

¹ Fábio Berto da Silva Xavier, ex-Chefe da Biologia da TRIBEL S/A. – responsável pela estação de tratamento de efluentes do Complexo Industrial em comunicação pessoal em janeiro de 2001.

2 OBJETIVOS

Este trabalho apresenta como objetivo geral:

- A realização de uma avaliação dos efeitos do lançamento dos efluentes líquidos do Pólo Industrial de Belford Roxo sobre o Rio Sarapuí, RJ.

Como objetivos específicos temos:

- A caracterização física, química e ecotoxicológica do efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo;
- A caracterização física, química e ecotoxicológica das águas do rio Sarapuí;
- A estimativa de impactos ecológicos a partir do lançamento de efluentes.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE MISTURAS COMPLEXAS NO AMBIENTE

O uso de organismos aquáticos na avaliação dos efeitos de substâncias simples e misturas, com base em sua relação de causa e efeito, tornou-se uma prática adotada a partir da década de 1930 (RAND, 1995).

A partir da década de 1940 algumas publicações já sugeriam o uso de ensaios com peixes para avaliação da toxicidade de efluentes, bem como começavam a serem estabelecidas as primeiras observações acerca das diferentes respostas exibidas pelos organismos. É nesse período que surgem os primeiros estudos voltados à identificação de espécies de relevância ecológica e elevada sensibilidade, identificando os organismos mais propícios ao monitoramento ambiental (ZAGATTO, 2006).

Os avanços tecnológicos das décadas de 1950 e 1960 permitiram a identificação mais precisa dos agentes tóxicos e, a partir disso, surgiram os primeiros padrões de qualidade de água. Nesse período destaca-se, entre outros, a publicação do *Water Quality Criteria* pela agência de proteção ambiental norte-americana, *United States Environmental Protection Agency - USEPA*, que segundo ZAGATTO (2006) foi o primeiro documento com padrões de qualidade ambiental baseado em ensaios ecotoxicológicos.

Em meados da década de 1970, a Ecotoxicologia despontava como ciência para o mundo e padrões de qualidade ambiental baseados em ensaios de toxicidade aguda e crônica eram publicados em diversos países do mundo. No Brasil, a publicação do Decreto Estadual 8.468 de 1976, que trata da poluição ambiental no Estado de São Paulo, definiu padrões ambientais e estabeleceu os primeiros padrões para lançamento de efluentes líquidos, embora ainda baseados em critérios norte-americanos para potabilidade de água. É nesse período que, em 1977, foi inaugurado o primeiro laboratório brasileiro, na Companhia de Tecnologia em Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB (ZAMBONI, 2000).

Desde então diversos estudos vêm sendo publicados no Brasil e no mundo, a partir de diferentes matrizes e com os mais variados objetivos. Entre estas, uma linha de pesquisa, inicialmente impulsionada pela indústria do petróleo norte-americana e, posteriormente, expandida à agricultura e demais ramos da indústria, destaca o uso de organismos aquáticos na avaliação e previsão de efeitos a partir de misturas complexas de elevada salinidade.

Uma das maiores referências no assunto foi publicada no final da década de 1980, o *Ambient Water Quality Criteria for Chloride - 1988*, como parte integrante da política dos Estados Unidos da América de controle de substâncias potencialmente tóxicas nos corpos d'água.

No documento, USEPA (1988), apresentam a compilação de dados referentes à toxicidade do íon Cloreto a partir de 106 publicações entre os anos de 1946 e 1985. Como resultado são apresentados valores orientadores da concentração do íon em corpos d'água

referentes a mais de 40 espécies, criando valores agudos e crônicos para a proteção da vida aquática. O autor pondera ainda sobre a toxicidade de diferentes combinações do íon, relatando que o Cloreto de Sódio apresenta menor toxicidade que as combinações do íon com os cátions Potássio, Cálcio e Magnésio.

Mediante o conhecimento sobre o comportamento dos contaminantes a partir de soluções simples, inicia-se um ciclo para experimentação e avaliação dos efeitos aditivos, sinérgicos e antagônicos de soluções enriquecidas com mais de um composto salino e para aplicação de modelos estatísticos para avaliação probabilística dos efeitos a partir das concentrações dos oito íons principais das amostras, entre eles Cloreto, Sulfato, Carbonato, Bicarbonato, Sódio, Magnésio, Cálcio e Potássio.

BOELTER *et al.* (1992) apresentam um trabalho pioneiro para identificação da toxicidade em amostras salinas. De acordo com o autor, os íons Sódio, Potássio, Cloreto, Carbonato e Bicarbonato estiveram associados à toxicidade observadas nos ensaios com amostras de água coletadas à jusante de uma planta de prospecção de petróleo no estado norte-americano de Wyoming.

No trabalho o autor utiliza a técnica de *Toxicity Identification Evaluation* - TIE para identificar a fração de Sólidos Dissolvidos Totais como principal componente tóxico da mistura e incrementa o "hall" de autores a relatar correlações entre distúrbios nas comunidades aquáticas e elevadas concentrações iônicas, estas em sua maioria provenientes de refinarias de petróleo.

Destaca-se ainda entre as observações do autor, a significativa diferença na sensibilidade das espécies adotadas, sendo o cladóceros *Ceriodaphnia dubia* mais sensível às amostras que o peixe *Pimephales promelas*.

A questão do desequilíbrio iônico provocada pelo lançamento de águas de drenagem de áreas agrícolas no estado norte-americano de Nevada é introduzido por DWYER *et al.* (1992) e INGERSOLL *et al.* (1992).

O primeiro apresenta um trabalho no qual se avaliou a toxicidade de amostras coletadas em canais de drenagem de uma área irrigada após incidentes que provocaram mortalidade de peixes na região de descarga dos canais. Os ensaios com espécies de água doce (*Daphnia magna*) e salgada (*Morone saxatilis*) possibilitaram a avaliação da influência da salinidade e da dureza na toxicidade. Como resultado, o autor identificou a contribuição de metais e da salinidade como principais agentes tóxicos, embora muitas questões sobre a toxicidade das amostras não tenham sido esclarecidas por completo.

O complemento do trabalho é apresentado por INGERSOLL *et al.* (1992) que utilizou espécies aclimatadas a diferentes condições de salinidade objetivando avaliar a contribuição de metais e dos principais íons na toxicidade.

A aclimação de *Daphnia magna* e *Hyalella azteca* à elevadas salinidades possibilitou a avaliação da contribuição dos metais pesados na toxicidade, uma vez que quando submetidas à ensaios sem aclimação a salinidade foi uma grande contribuinte para os efeitos observados.

Destaca-se que nos dois trabalhos citados os autores não conseguiram estimar precisamente os efeitos a partir da concentração de íons das amostras devido, provavelmente, aos efeitos aditivos provocados pelos metais, não imputados nos modelos estatísticos utilizados.

A evolução dos estudos de identificação da toxicidade de íons e amostras salinas inicia uma nova geração de trabalhos, nos quais os efeitos dos lançamentos de tais amostras são avaliados através de modelos estatísticos.

Baseado em trabalhos como BOELTER *et al.* (1992), DWYER *et al.* (1992) e INGERSOLL *et al.* (1992), DICKERSON *et al.* (1996) apresenta um modelo para previsão dos efeitos para *C. dubia* a partir da concentração dos oito principais íons. Tal modelo, baseado em uma regressão logística multivariada foi aplicado em 22 sítios de 4 estados norte-americanos.

De acordo com o autor, não foram previstos efeitos significativos para 14 amostras, o que se confirmou após os ensaios de toxicidade. Para as oito amostras com previsão de toxicidade, o resultado previsto foi comparável em seis ensaios. Verificou-se que a aplicação do modelo não foi eficiente em somente dois sítios devido à contribuição aditiva de metais e outros contaminantes. Tal resultado demonstra a capacidade prognóstica a partir da concentração dos oito principais íons nas amostras, embora também apresente limitações do método em situações de toxicidade aditiva por outros compostos.

Em trabalho de natureza semelhante MOUNT *et al.* (1997) apresentam um modelo estatístico para previsão dos efeitos agudos à *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia* e *Pimephales promelas* a partir da concentração dos principais íons.

O trabalho, fundamentado em mais de 2.900 dados ecotoxicológicos, baseou-se em um modelo de regressão logística multivariada para prever a sobrevivência dos organismos quando expostos a soluções salinas compostas por uma ou mais combinações de sais.

Destaca-se a ponderação do autor sobre a toxicidade de soluções enriquecidas com mais de um sal. Os dados obtidos registraram a diminuição da toxicidade, tendo-se em conta o equivalente da concentração do íon Cloreto, em soluções enriquecidas com mais de um sal. Essa observação justifica as diferenças nas correlações entre os resultados previstos e esperados, nas quais obteve-se $r = 0,950$ e $r = 0,837$, respectivamente, para as correlações a partir de soluções com um sal e com dois ou mais sais.

Observa-se, a partir dos trabalhos apresentados, uma grande evolução nas questões referentes à toxicidade de misturas salinas. Os trabalhos pioneiros buscaram a identificação

dos efeitos de substâncias simples frente aos organismos aquáticos para, posteriormente, avaliar os efeitos dessas soluções quando em misturas complexas.

Os trabalhos mais recentes buscam a previsão dos efeitos a partir dos dados gerados ao longo dos anos. Tais conceitos aplicados à Ecotoxicologia de efluentes permite a estimativa dos efeitos dessas misturas ao serem descartadas no ambiente e que padrões de emissão e políticas de controle de poluentes sejam aplicados com mais eficiência.

Uma importante ferramenta nesse aspecto é a técnica de *Toxicity Identification Evaluation*, aplicada a partir do início dos anos 1980 e amplamente difundida no mundo nos dias de hoje.

3.2 AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE (AIT)

Atualmente as técnicas de AIT estão sendo desenvolvidas com sucesso em países como Estados Unidos, Inglaterra, China, Canadá, entre outros. O crescente número de trabalhos expressa a aceitação da técnica no controle da toxicidade de efluentes líquidos industriais e a sua adequação aos diversos ambientes e locais. A importância da técnica está associada a eficiência e flexibilidade para aplicação aos mais diversos cenários.

A Figura 1 apresenta o levantamento bibliográfico realizado no Banco de Dados do Web of Knowledge² por "*toxicity identification evaluation*". A primeira publicação citada data de 1991, e após isso houve uma gradativa evolução no número de trabalhos até o total de 114. Destes, 44,7% (51 trabalhos) foram apresentados nos últimos 5 anos, demonstrando o crescimento das pesquisas nessa área. Os países com maior produtividade são EUA (57%), Canadá (11,4%) e Inglaterra (11,4%), não sendo registrada nenhuma publicação de origem brasileira em periódicos. Destaca-se que a maior parte dos trabalhos analisados refere-se à identificação de compostos em efluentes industriais, nos mais variados ramos de produção.

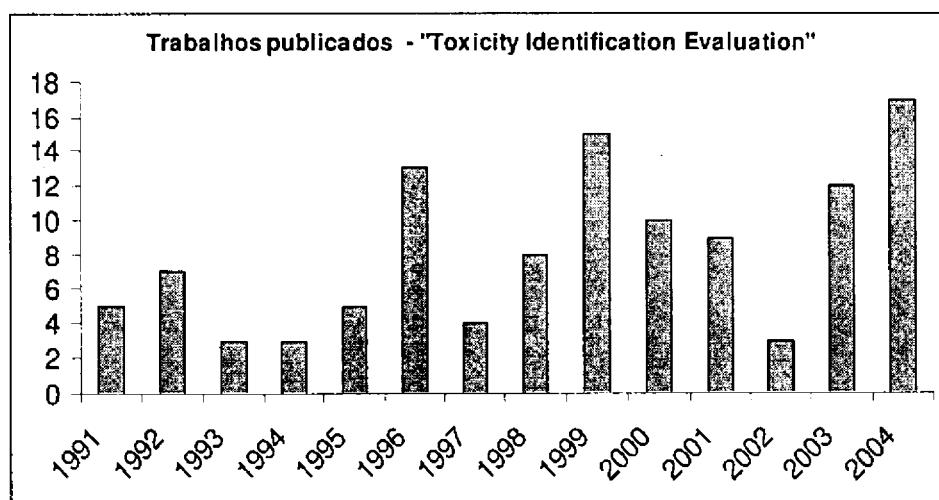


Figura 1 – Evolução histórica dos trabalhos relacionados às palavras-chave "*toxicity identification evaluation*" realizado no banco de dados Web of Knowledge em 26/04/2005.

² Web of Science: <http://isi02.isiknowledge.com/portal.cgi/>. Levantamento realizado em 26/04/2005.

Trabalhos pioneiros iniciaram a busca por novos procedimentos e a especificação para cada tipo de efluente. WALSH & GARNAS (1983) apresentaram os primeiros métodos eficientes para isolar a toxicidade de efluentes provenientes de sistemas de tratamento de esgoto. Foram testadas amostras submetidas ao fracionamento para separação de compostos orgânicos e inorgânicos, sendo identificada a toxicidade proveniente de cátions, ânions e compostos orgânicos extraídos em meio ácido.

Os autores conseguiram o isolamento de compostos inorgânicos das amostras por processos de troca iônica, a partir do uso de colunas cromatográficas.

DURHAN *et al.* (1990) introduziram a metodologia para a extração de compostos orgânicos apolares com colunas de C₁₈. A eficiência da metodologia foi comprovada através da eluição das colunas com metanol e análise química por cromatografia gasosa e espectrografia de massa.

Nos anos seguintes foram desenvolvidos diversos estudos e a metodologia foi introduzida em países como Inglaterra, Estados Unidos, Canadá, China, Itália, entre outros. Trabalhos como PROVINI *et al.* (1998), COOMBE *et al.* (1999), JIN *et al.* (1999), GALASSI & BENFENATI (2000), YANG *et al.* (2000), CARR *et al.* (2001), BABIN *et al.* (2001) descrevem estudos relacionados com a aplicação das técnicas de fracionamento a efluentes de indústrias de diferentes ramos de atividade, a estações de tratamento de esgotos domésticos e a amostras de água intersticial de sedimento.

Entre outros TIETGE *et al.* (1997), MOUNT *et al.* (1997), KLINE & STEKOLL (2000), CHAPMAN *et al.* (2000), PILLARD *et al.* (2000), apontam para o AIT como uma excelente ferramenta para a identificação da toxicidade em amostras com elevada salinidade.

No Brasil, as técnicas de AIT vem sendo implantadas em alguns Centros de Pesquisa, originando trabalhos como BOHRER (1993), BADARÓ-PEDROSO (1999), BADARÓ-PEDROSO *et al.* (2000), RACHID *et al.* (2000); BOTTA-PASCHOAL & ROCHA (2000), RACHID (2002), PIRES & BOHRER-MOREL (2002) e OLIVEIRA & BADARÓ-PEDROSO (2004), todos publicados em congressos.

BOHRER (1993) aplicou pioneiramente as técnicas de AIT no Brasil para o efluente do Pólo Petroquímico do Sul, RS. Foi empregada a espécie *C. dubia* nos ensaios como uma primeira tentativa da utilização de espécies nativas associada à técnica.

BADARÓ-PEDROSO (1999) desenvolveu a Fase I do AIT, para amostras de efluentes descartados no Canal de São Sebastião, SP, como parte de sua tese de doutorado. O objeto de trabalho foi a água de produção obtida no processo de prospecção de petróleo. Após aplicação do AIT, foi identificada a toxicidade provocada por compostos orgânicos apolares, amônia, material particulado e metais após redução nos tratamentos que visaram a remoção ou eliminação de tais frações. Os resultados desse trabalho são apresentados também por

BADARÓ-PEDROSO *et al.* (2000) que apresentou as condições ótimas para uso EDTA, Tiosulfato de Sódio e da alga *Ulva* sp. nos experimentos de AIT para amostras de efluentes salinos.

RACHID *et al.* (2000), desenvolveram os procedimentos de AIT para amostras de água intersticial extraída de sedimento coletado próximo ao emissário submarino de esgoto doméstico de Santos, SP. Foi identificada a amônia como principal agente tóxico, visto que as manipulações para eliminação desse composto foram eficientes na redução da toxicidade. A conclusão desse trabalho é apresentada por RACHID (2002) com importantes esclarecimentos sobre a técnica utilizada.

BOTTA-PASCHOAL & ROCHA (2000) utilizaram a água intersticial, obtida no sedimento do reservatório de Barra Bonita, SP, como fase líquida para a realização do AIT. Foi desenvolvida a Fase I, para alguns tratamentos, o que resultou na determinação da fração tóxica. Foram apontados como principais compostos causadores da toxicidade observada os metais, em especial Cu, Pb, Zn, Cd e Hg.

PIRES & BOHRER-MOREL (2002) apresentam um artigo sobre a técnica justificando sua aplicação no complemento do monitoramento convencional, objetivando a adoção das técnicas de AIT na prevenção e mitigação dos impactos causados por efluentes industriais em corpos receptores.

Os trabalhos acima citados representam o início do desenvolvimento da técnica no Brasil. Observa-se que sua aplicação vem sendo realizada, principalmente, em amostras de água e sedimento em ambientes de água doce e salgada.

4 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

4.1 PÓLO INDUSTRIAL DE BELFORD ROXO

A Estação de Tratamento de Despejos Industriais (ETDI) faz parte do Sistema Integrado de Proteção Ambiental do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ (Figura 2).

Localizado no município de Belford Roxo, o pólo está instalado em uma área de mais de 2 milhões de metros quadrados desde 1958. Tal complexo abriga o maior parque industrial da Bayer na América Latina, além da Air Liquide S.A., líder mundial no beneficiamento de gases industriais, e da Tribel S.A., responsável pelo Sistema Integrado de Proteção Ambiental do pólo (BAYER, 2005).



Figura 2 – Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ. Localização às margens do Rio Sarapuí, tendo ao fundo, à direita, a Baía da Guanabara, cerca de 4,5 km do ponto de lançamento de efluentes líquidos.

Suas unidades operacionais mais importantes são a Bayer Material Science S.A. e a Bayer Crop Science Ltda., que ocupam a maior fração do pólo. Nestas empresas, dentro das atividades desenvolvidas, destacam-se as linhas de produção de poliuretânicos e produtos veterinários.

Na Bayer Material Science, a linha de poliuretânicos é composta pelas unidades de produção de Anilina, Poliuretanos Multi-Propósitos (PU-M) e MDI. A produção de Óleo de Anilina é realizada pelas seguintes unidades produtivas: Reforma e Monóxido de Carbono, Nitrobenzeno e Anilina. Essas unidades produzem efluentes líquidos que são encaminhados para tratamento após recuperação de parte da matéria prima por pré-tratamentos específicos nas unidades de produção (BAYER, 2005).

A Unidade de Poliuretanos Multi-Propósitos (PU-M) é responsável por duas linhas de produção, Poliuretanos (PU) – polióis, polióis formulados e isocianatos modificados – e Tintas e Vernizes (LS) – isocianetos alifáticos – além de uma linha de desemulsificantes específica para a indústria do petróleo. Por trabalhar em regime de batelada, os efluentes líquidos desses processos são bem caracterizados, sendo totalmente controlados no momento de envio para tratamento (BAYER, 2005).

As unidades que compõe a linha de produção de MDI são CO, MDA, MDI e MDI-puro e Estação de Cloro. Essas unidades são responsáveis por um efluente com elevadas concentrações de Hipoclorito de Sódio e Ácido Sulfídrico que, junto com os demais efluentes, são encaminhados para a Estação de Tratamento de Despejos Industriais (ETDI) da Tribel S.A.(BAYER, 2005).

A linha de produtos veterinários baseia-se na produção e beneficiamento de Trichlorfon. Os efluentes gerados sofrem um pré-tratamento para reaproveitamento da matéria prima e retorno ao ciclo produtivo.

A Bayer CropScience em Belford Roxo produz o biocida Metamidofós além de formulações para uso agrícola e doméstico. Muitas das etapas do ciclo produtivo contam com circuitos fechados, favorecendo o reaproveitamento dos insumos e minimizando a produção de resíduos. Parte dos efluentes gerados nesse processo é encaminhada para incineração, sendo a parte restante destinada a tratamento pela Tribel S.A.

A Tribel S.A., empresa originada da fusão entre o setor de Meio Ambiente da Bayer S.A. e a Tredi S.A., empresa líder no mercado francês de gerenciamento de resíduos, é a responsável pela operação e gestão do Sistema Integrado de Proteção Ambiental, composto pela Estação de Tratamento de Despejos Industriais (ETDI), por um Incinerador Rotativo e por um Aterro Industrial.

O Sistema conta ainda com um Laboratório Ambiental, responsável pelas análises físicas, químicas e biológicas, fundamentais para a gestão de resíduos no pólo. Segundo BAYER (2005) todo esse sistema está licenciado pelo órgão ambiental do Estado do Rio de

Janeiro, a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA), e atende aos mais rígidos padrões nacionais e internacionais de desempenho ambiental.

O controle sobre a emissão de efluentes líquidos no Estado segue a NT-202.R-10 – Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos (FEEMA, 1986). Tal diretriz principia que “os efluentes líquidos, além de obedecerem aos padrões gerais, não deverão conferir ao corpo receptor, características em desacordo com os critérios e padrões de qualidade de água adequados aos diversos usos benéficos previstos para o corpo d’água”.

A fim de atender a legislação, todo o processo de tratamento do efluente líquido do pólo industrial passa por um controle ecotoxicológico realizado pela Tribel a fim de garantir o bom desempenho da ETDI na remoção de matéria orgânica e toxicidade.

Antes da entrada na ETDI os afluentes são analisados quanto à toxicidade mediante ensaios ecotoxicológicos com bactérias bioluminescentes pelo Sistema Microtox[®]. Essa avaliação é fundamental para a verificação da qualidade dos afluentes da estação a fim de preservar o padrão de atividade do sistema. Valores de CE50 >25% são considerados satisfatórios e a amostra é enviada diretamente para a estação. Caso os afluentes apresentem toxicidade maior que o valor acima mencionado, a vazão do afluente é regulada, em tanques de equalização, com a mistura de outros afluentes de menor toxicidade para não interferir na qualidade do lodo da ETDI (TRIBEL, 2002).

A Estação de Tratamento de Despejos Industriais (Figura 3), possui capacidade para tratar um volume de até 150m³/h, equivalente aos esgotos domésticos de uma cidade de 150.000 habitantes, sendo composta por tratamentos físicos, químicos e biológicos (TRIBEL, 2005).

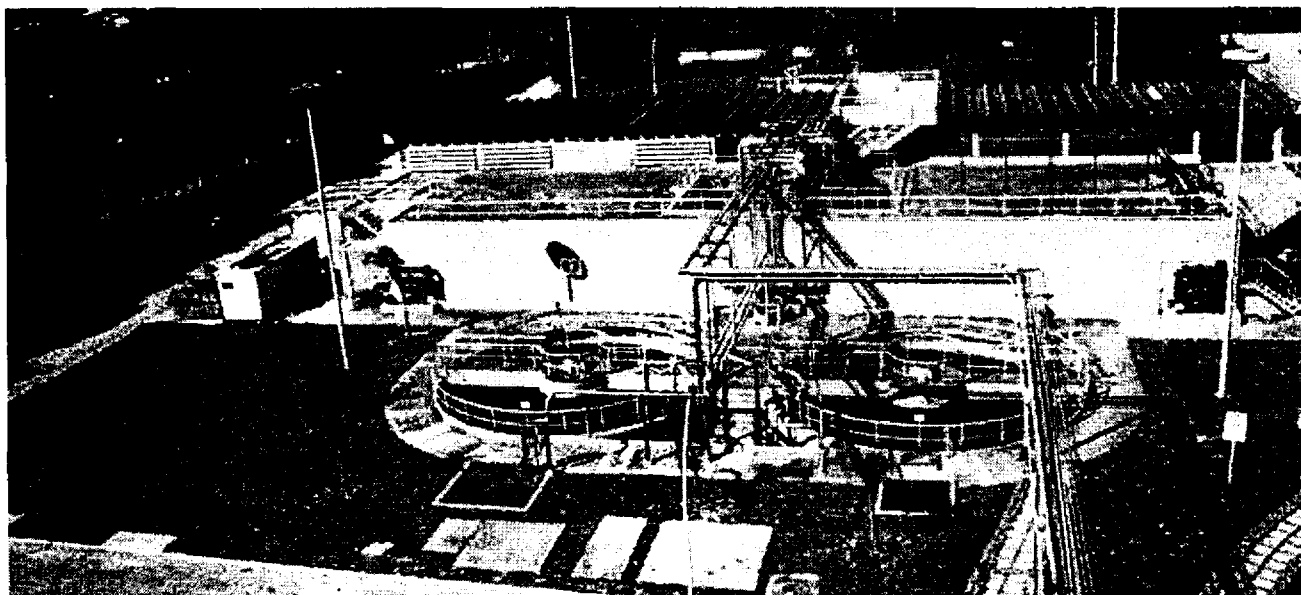


Figura 3 – Imagem da Estação de Tratamento de Despejos Industriais do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ.

Os tratamentos físicos e químicos são compostos pelas etapas de filtração, equalização, ajuste de pH e decantação (Figura 4). Tais etapas visam tornar os efluentes do processo produtivo em uma mistura complexa que seja facilmente degradada pelos organismos existentes do sistema de tratamento biológico iniciando-se na remoção de materiais grosseiros pela filtração.

A equalização favorece a mistura e homogeneização dos afluentes para posterior neutralização. Esse processo favorece a ação dos microrganismos do lodo e propiciam o aumento da remoção da carga orgânica e manutenção das elevadas taxas de eficiência do sistema.

A decantação primária visa retirar o material particulado e iniciar o processo de tratamento biológico, com a retirada do lodo primário, e direcionamento para o sistema de lodos ativados.

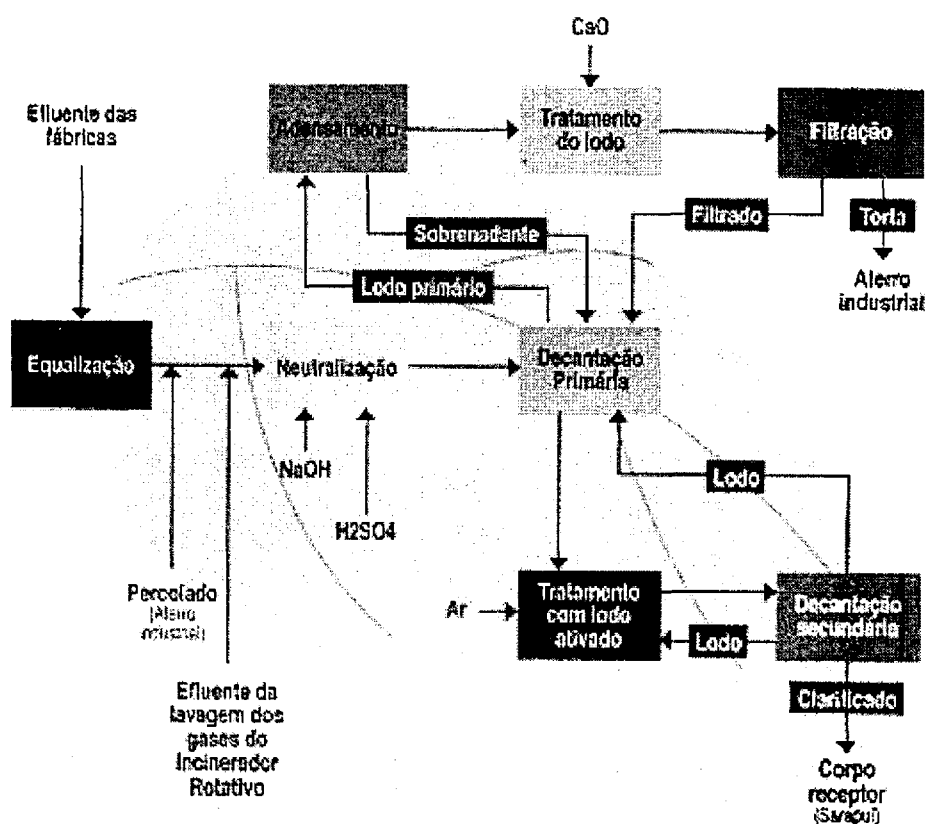


Figura 4 – Esquema de funcionamento da Estação de Tratamento de Dejetos Industriais (ETDI) do Pólo Industrial de Belford Roxo (Fonte: <http://www.tribel.com.br>).

O sistema de lodos ativados consiste na degradação bioquímica de matéria orgânica pela ação de microrganismos. O lodo é formado pela associação de bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e vermes, entre outros, que formam flocos sedimentáveis, ressuspensos constantemente pela agitação forçada. Nesse sistema os organismos encontram condições ideais de pH, temperatura e oxigênio e uma fonte inesgotável de matéria orgânica.

A agitação faz-se necessária para evitar a criação de zonas de anoxia e criar um processo totalmente baseado na degradação aeróbia da matéria orgânica, atingindo uma eficiência superior a 90% na remoção da carga orgânica de acordo com a NT-202.R10 (FEEMA, 1986).

A decantação secundária faz-se necessária para manter o volume de lodo sempre constante e encaminhar o excesso de lodo para adensamento em prensas, tratamento e disposição final em aterro sanitário.

Após o tratamento, os efluentes são descartados diretamente no Rio Sarapuí, o qual deságua no rio Iguaçú, nas imediações da Baía da Guanabara, RJ.

4.2 RIO SARAPUÍ, SUB-BACIA DO RIO IGUAÇU, BACIA DA BAIÁ DA GUANABARA, RJ.

Originada na Serra do Mar, a bacia dos rios Iguaçú-Sarapuí se estende através Mata Atlântica e suas sub-divisões, passando pela Baixada Fluminense até se encontrar com os manguezais nas regiões sob influência das marés da Baía de Guanabara (Figura 5) (SERLA, 1994a).

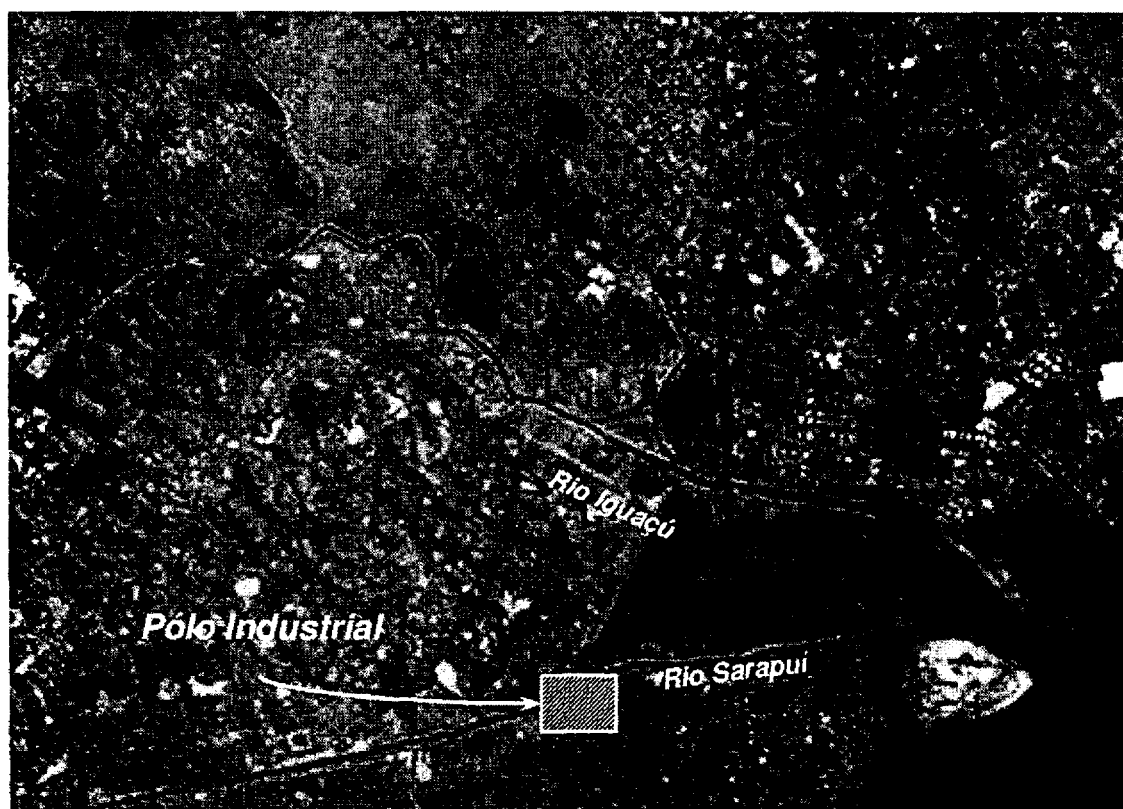


Figura 5 – Localização do Pólo Industrial de Belford Roxo no curso final do Rio Sarapuí. Do lado direito da imagem observa-se a Baía da Guanabara, em azul-marinho na imagem.

A região na qual se localiza o Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, apresenta clima quente e úmido e estação chuvosa no verão. Seu relevo apresenta duas feições morfológicas

distintas: a Serra do Mar e a Baixada Fluminense, entremeados por uma zona de relevo de morrotes anteriores a zona de várzea, esta próxima aos manguezais do litoral (SERLA, 1996).

Compreende uma área de drenagem de 726 km², dos quais 168 km² representam a sub-bacia do rio Sarapuí, e se estende por parte dos Municípios do Rio de Janeiro, Nilópolis, São João de Meriti, Nova Iguaçu, Belford Roxo e Duque de Caxias, todos pertencentes à Região Metropolitana do Rio de Janeiro (SERLA, 1993).

O mais importante afluente do rio Iguaçu, o rio Sarapuí, nasce a partir de nascentes na serra do Tinguá, a uma altitude de cerca de 1.000 m. A partir da nascente, desenvolve curso no sentido sudoeste por cerca de 30 km até sua foz no rio Iguaçu, junto a Baía da Guanabara, onde após atingir a cota 11 m assume uma pequena declividade, o que proporciona uma baixa velocidade de escoamento (SERLA, 1995c). Dirige-se no sentido Oeste-Leste até a Baía da Guanabara, apresentando-se como limites ao sul a bacia do rio Pavuna-Meriti e ao norte as bacias dos rios Botas e Iguaçu (SERLA, 1993).

Ao contrário do rio Iguaçu, que corta áreas ainda preservadas ou com baixas densidades populacionais, o rio Sarapuí percorre quase a totalidade de seu curso em áreas de elevada densidade populacional. Atualmente sua bacia apresenta elevado grau de deterioração causado principalmente pelo despejo de esgotos domésticos e industriais não tratados. Sua principal serventia é a receptação e escoamento de dejetos com direção à Baía da Guanabara (SERLA, 1996).

Os impactos mais significativos porém são observados nas vegetações litorâneas, formadas originalmente por manguezais que sobrevivem hoje em pequenas franjas na foz do Iguaçu, ainda que sofrendo os impactos dos elevados níveis de poluição da Baía de Guanabara, sob influência direta da Refinaria de Petróleo de Duque de Caxias (REDUC) e do lixão de Gramacho (SERLA, 1994a).

O estado geral da bacia é alarmante, como relatado por SERLA (1994a), onde somente as áreas serranas mais elevadas e remotas apresentam resquícios de vegetação ainda preservada com florestas altas e densas, ainda que com pontos de perturbação. Da vegetação das planícies, colinas e meias encostas das serras, sobrevivem apenas umas poucas e esparsas áreas de vegetação secundária, formada por capoeiras e capoeirinhas, e várzeas arbustivas nas planícies de alagamento.

Este fato é agravado pelas várias vias de transporte que cortam e remodelam o curso do rio, criando zonas de estrangulamento que freqüentemente formam zonas de alagamento. Tal situação é proporcionada pelo acúmulo de lixo que é descartado diretamente no rio Sarapuí e em seus valões afluentes devido a falta de uma estrutura de coleta de resíduos adequada, favorecendo ainda a ocorrência e disseminação de doenças de veiculação hídrica (SERLA, 1995c).

4.2.1 HISTÓRICO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

O uso do solo na bacia dos rios Iguaçu-Sarapuí intensificou-se a partir de melhorias nos transportes e nas condições de saneamento ao longo das décadas de 30 e 40 nas áreas fronteiriças ao então Distrito Federal (SEMADS, 2001).

A região passou a apresentar um desenvolvimento paralelo e diversificado a fim de atender a crescente ocupação fundamentalmente residencial, por pessoas que trabalhavam, em grande parte, no Rio de Janeiro. Entre 1950 e 70 houve um fenômeno de ocupação, induzido pela melhoria da ligação Rio-Nova Iguaçu, decorrente da eletrificação do eixo ferroviário na década de 1940 e da abertura da rodovia Presidente Dutra em 1951 (SERLA, 1993).

É nessa região, conhecida como Baixada Fluminense, que se concentra a maior mancha de ocupação urbana com mais de 2 milhões de habitantes, dos quais mais de 50% apresentam baixíssimos níveis de qualidade de vida e renda média familiar inferior a um salário mínimo e 23% das famílias encontram-se em condições de indigência (SERLA, 1994a).

Segundo SERLA (1993) a distribuição da mancha urbana apresenta como regiões de maior densidade populacional as sub-bacias dos rios Bota e Sarapuí, afluentes pela margem direita, e as sub-bacias dos rios Pilar e Calombé, afluentes da margem esquerda, e ao longo dos principais corredores de transporte que cruzam a bacia.

A ocupação urbana pode ser caracterizada de maneira geral como de média densidade. Os núcleos mais densos se formaram primariamente em função das facilidades de transporte à cidade do Rio de Janeiro e, posteriormente, a partir da implantação de pólos industriais que se instalaram na bacia. Entretanto, esta ocupação não se deu de maneira ordenada (SERLA, 1994b).

Tabela 2 – Estimativa da População Residente na Bacia do Rio Iguaçu por Município, no ano de 1992.

Município	Área do município (km ²)	Habitantes (1992) (mil hab)	Densidade demográfica (Hab/km ²)
Belford Roxo	71	334	4,698
Duque de Caxias	261	270	1,033
Nilópolis	10	140	13,548
Nova Iguaçu	319	626	1,962
Rio de Janeiro	43	224	5,220
São João Meriti	22	266	12,561
Total	726	1860	

FONTE: "Censo Demográfico de 1991 - Resultados Preliminares", IBGE, 1992.

4.2.2 GEOMORFOLOGIA

Localizada na região geomorfológica da Baixada Fluminense, a bacia do rio Iguaçu-Sarapuí, limita-se ao norte na Serra do Mar e ao sul nos Maciços Rochosos Costeiros. A oeste, seus limites estão numa zona de transição entre a Serra do Mar e os Maciços Costeiros, sendo a leste o seu limite a Baía de Guanabara, na extremidade da Planície Flúvio-Marinha (SERLA, 1995a).

As quatro unidades de relevo presentes na região são as Escarpas da Serra do Mar, os Maciços Costeiros, os Relevos de Morros e a Planície Flúvio-Marinha, com especial atenção para esta última.

A região da Planície Flúvio-Marinha engloba áreas de terrenos planos, geralmente baixos e próximos ao nível do mar. A concepção geomorfológica da área acabou por formar uma planície tortuosa, pontilhada de colinas e morrotes, típica de regiões nas quais o rio atua como depositante de sedimentos e apresenta baixa taxa de escoamento, facilitando a deposição natural do material particulado (SERLA, 1996).

Tal conformação foi modificada durante o processo de ocupação antrópica ao longo dos principais rios através da retificação do desenho de seu curso principal objetivando a facilitação do escoamento de suas águas. Entretanto a estreita ligação de seus regimes de cheias com a influência das chuvas nas Escarpas da Serra do Mar e também a oscilação das marés ainda tem proporcionado graves problemas de inundações (SERLA, 1996).

De acordo com SERLA (1996), as dificuldades de drenagem na bacia dos rios Iguaçu-Sarapuí estão profundamente relacionadas ao seu processo de formação geomorfológica. Às condições naturais de formação dessa planície se associa o desordenado desenho de ocupação urbana, formando um cenário favorável ao aparecimento de pontos de alagamento e enchentes. Tal cenário é ainda favorecido por fatores como: a falta de infra-estrutura básica, a impermeabilização do solo e o entulhamento de rios devido ao assoreamento causado pela erosão das margens e pelo descarte de lixo doméstico.

Tal condição geomorfológica provocou, ao longo dos anos, a adequação do traçado original para a facilitação do escoamento em direção à Baía da Guanabara. Atualmente verifica-se um curso retilíneo, que foi redesenhado a partir de diversas obras de estruturação, combate a enchentes e a problemas de saúde pública.

4.2.3 CLIMA

Segundo SERLA (1996), as condicionantes climáticas para distribuição das chuvas no Estado do Rio de Janeiro são os níveis altimétricos representados pela serra do Mar, serra da Mantiqueira, pelo Vale do Paraíba e pela baixada Litorânea.

A região da bacia do Rio Iguaçu apresenta precipitação média anual de 1700 mm, variando de 1300 mm nas áreas de baixada a índices superiores a 2000 mm no topo das

serras. Os meses de maior incidência de precipitação estendem-se de novembro a abril, sendo dezembro o mês de maior pluviosidade, e o período seco compreende os meses de maio a outubro, sendo junho e julho o bimestre mais seco (MARQUES *et al*, 1988 *apud* SERLA, 1996).

Devido a sua localização geográfica, a maior parte da bacia dos rios Iguaçú-Sarapuí não se encontra sujeita a núcleos fortes de chuvas intensas, embora esse seja o regime de chuvas predominantes nas cabeceiras dos principais rios que a compõe (SERLA, 1996).

4.2.4 RECURSOS HÍDRICOS E USOS DA ÁGUA

As águas das bacias dos rios Iguaçú-Sarapuí são destinadas, principalmente, ao abastecimento de água, atividades recreativas e, segundo SERLA (1995b) "... a diluição de efluentes domésticos e industriais ...".

Juntamente com as atividades recreativas realizadas em alguns pontos próximos a serra do Tinguá, a servidão para abastecimento de água é uma das atividades menos desenvolvidas na bacia. Devido ao elevado grau de contaminação dos corpos d'água, tanto as atividades recreativas quanto a captação de água para abastecimento público ocorrem em regiões serranas, em mananciais superficiais, e esta última contribui não só para a região, mas também para o abastecimento do município do Rio de Janeiro (SERLA, 1995b).

O terceiro e mais intensivo, uso constatado das águas da bacia é, de acordo com SEMADS (2001), a diluição dos esgotos industriais e domésticos, o qual tem afetado negativamente a qualidade das águas dos rios da bacia ao longo das últimas décadas. A degradação ambiental é uma realidade para os corpos d'água da região e tal situação compromete não só os ecossistemas locais, como também impõe sérios problemas de saúde pública na região.

Aproximadamente 265 km de rios e córregos da bacia dos rios Iguaçú-Sarapuí são utilizados como receptores diretos e indiretos, recebendo diariamente esgotos de uma população estimada em mais de 2 milhões de habitantes. A diluição de efluentes industriais é outro contribuinte para a depreciação da qualidade dessas águas com aproximadamente 140 estabelecimentos comerciais registrado na Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) até 1995 (SERLA, 1995b), sendo que para a área total da Bacia da Baía da Guanabara são registrados cerca de 6.000 fontes poluidoras segundo SEMADS (2001).

Segundo SERLA (1996), "os cursos d'água que constituem a bacia do rio Iguaçú caracterizam-se como verdadeiras canalizações de esgoto a céu aberto, recebendo grandes contribuições de esgotos domésticos, despejos industriais e vazamentos de lixo", destacando que os despejos industriais são responsáveis por cerca de 25% da poluição orgânica e pela quase totalidade da poluição química.

A ictiofauna da região é bastante rica e nas áreas mais preservadas foi registrada a ocorrência de cerca de 90 espécies de peixes marinhos e dulcícolas para a região. Embora

seja comum a existência de rios com comunidades ictiológicas bastante reduzidas, ou até mesmo virtualmente ausentes como nos rios Iguaçu e Sarapuí, os rios mais preservados chegam a apresentar comunidades compostas por numerosas espécies como o caso do rio dos Macacos com 32 espécies registradas (SEMADS, 2001).

4.2.5 SANEAMENTO BÁSICO

As condições de saneamento básico na região são extremamente precárias. A irregularidade da coleta de lixo, que cobre menos de 60% da área da bacia, a servidão de água encanada em apenas 51% e a rede de esgotamento sanitário cobrindo pífios 21% das residências tornam esse cenário ainda mais alarmante (SERLA, 1993).

O mais desafiador dos problemas para o desenvolvimento da região é, segundo SERLA (1996), a deficiência de infra-estrutura urbana que atinge a todos os municípios da bacia, com exceção de Rio de Janeiro e Nilópolis.

A partir da inacessibilidade ao sistema de Saneamento Básico estima-se que, já em meados da década de 1980, cerca de 660.000 habitantes da bacia não dispusessem de abastecimento de água potável. Para o mesmo período, 1.086.000 habitantes não dispunham de esgotamento sanitário e que 875.000 habitantes não tinham acesso aos serviços de coleta pública de resíduos, além de 1.496.000 habitantes que não tinham acesso aos serviços de limpeza pública (SERLA, 1993).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 CLIMATOLOGIA

5.1.1 PRECIPITAÇÃO

Localizada nas coordenadas 22° 44'S e 43° 22'O a Estação Meteorológica de Belford Roxo teve suas atividades iniciadas em maio de 2002. Sob responsabilidade do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET/RJ) a estação monitora a intensidade de chuvas na região da Bacia do Rio Iguaçu-Sarapuí.

5.2 COLETA, ARMAZENAMENTO E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

5.2.1 EFLUENTE

A amostragem do efluente foi realizada com auxílio de coletor automático, programado para coleta em intervalos de 6h em 6h, até que fosse completado um ciclo diário de produção, de acordo com os procedimentos exigidos pelo órgão ambiental competente (FEEMA, 1986).

O plano de amostragem do efluente foi planejado para coincidir com as datas escolhidas para o Programa de Autocontrole de Efluentes Líquido – PROCON ÁGUA (FEEMA, 1991) a fim de se obter um incremento na caracterização do efluente devido ao conjunto de análises físicas e químicas realizadas no Laboratório Ambiental da TRIBEL S/A.

Para a coleta das amostras foram utilizados frascos de Polietileno, objetivando a manutenção da integridade das amostras (ABNT, 1987a), e tomados diretamente no ponto de saída do efluente cerca de 5 litros de amostra, utilizados para a realização de ensaios de toxicidade e para o AIT. Após preenchimento dos frascos as amostras foram identificadas e encaminhadas para o Laboratório Ambiental da Tribel S/A, responsável por parte das análises físicas e químicas.

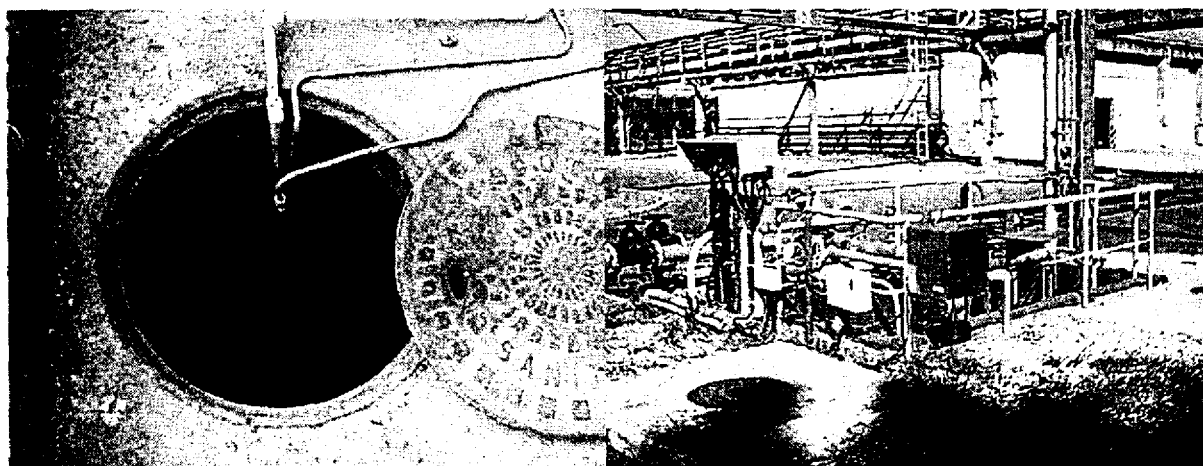


Figura 6 – Imagens do ponto de coleta do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, há poucos metros do local de despejo no Rio Sarapuí.

Após mistura e homogeneização das amostras, parte foi encaminhada para análises físicas e químicas no Laboratório Ambiental da Tribel S/A, sendo o restante preservado por meio de congelamento profundo (ISO, 1998) e posteriormente remetida para análise da toxicidade.

O processo de congelamento visa garantir a viabilidade das análises com a menor alteração das características originais, já que o prazo inicial de 48 horas entre a coleta e o início dos ensaios não pode ser atendido devido a distância entre os pontos de coleta e de realização dos ensaios de toxicidade. A identificação, os períodos de coleta e os ensaios realizados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Identificação, período de coleta e ensaios para caracterização física, química e ecotoxicológica realizados para as amostras de efluente coletadas no Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de novembro de 2002 a maio de 2005.

Amostra	Mês	Ano	Caracterização F/Q ¹	Caracterização F/Q ²	Caracterização Ecotoxicológica ³
1	Novembro	2002	X	-	<i>D. similis</i>
2	Dezembro		X	-	<i>D. similis</i>
3	Janeiro	2003	X	-	<i>D. similis</i>
4	Março		X	-	<i>D. similis</i> , <i>C. dubia</i> e <i>D. rerio</i>
5	Abril		X	-	<i>D. similis</i> e <i>C. dubia</i>
6	Outubro		X	-	<i>D. similis</i> e <i>C. dubia</i>
7	Janeiro	2004	X	X	<i>D. similis</i> , <i>C. dubia</i> , <i>S. capricornutum</i> e <i>D. rerio</i>
8	Março		X	X	<i>D. similis</i> , <i>C. dubia</i> , <i>S. capricornutum</i> e <i>D. rerio</i>
9	Abril		X	X	<i>D. similis</i> , <i>S. capricornutum</i> e <i>D. rerio</i>
10	Maior		X	X	<i>D. similis</i> , <i>S. capricornutum</i> e <i>D. rerio</i>
11	Junho		X	X	<i>D. similis</i> e <i>D. rerio</i>
12	Agosto		X	X	<i>D. similis</i> , <i>S. capricornutum</i> e <i>D. rerio</i>
13	Maior	2005	X	X	<i>D. similis</i> , <i>S. capricornutum</i> e <i>D. rerio</i>

¹: pH, Oxigênio dissolvido, condutividade, salinidade e cloreto.

²: DBO, DQO, fenóis, MBAS (surfactantes), óleos e graxas, resíduos não filtráveis totais (RNFT), sulfeto e metais.

5.2.2 ÁGUA DO RIO SARAPUÍ

Segundo APHA (2000), o objetivo de se amostrar um ambiente é coletar uma porção de material suficientemente pequena para ser facilmente transportada e que seja, ao mesmo tempo, representativa o bastante para o suporte analítico ao conjunto de análises a que dará origem, representando fielmente o ambiente original.

A partir desse objetivo, procedeu-se com a coleta de amostras de água superficial na calha central, ou o mais próximo disso, do rio Sarapuí de acordo com os procedimentos descritos em ABNT (1987a; 1987b).

O procedimento adotado para preservação das amostras de água do rio Sarapuí foi semelhante ao realizado para as amostras de efluente. As amostras submetidas às análises físicas e químicas foram prontamente submetidas à preservação segundo APHA (2000) e

aquelas destinadas aos ensaios de toxicidade e aos procedimentos de AIT foram preservadas por congelamento profundo (ISO, 1998).

Para avaliação da qualidade das águas do Rio Sarapuí, RJ, foram escolhidos três pontos de coleta e realizadas três campanhas de amostragem estática. A Tabela 4 apresenta a identificação, os períodos de coleta e os ensaios realizados.

Tabela 4 – Identificação, período de coleta e ensaios para caracterização física, química e ecotoxicológica realizados para as amostras de água coletadas no rio Sarapuí, RJ, no período de novembro de 2002 a maio de 2005.

Ponto de Amostragem	Campanha	Ano	Caracterização F/Q ¹	Caracterização F/Q ²	Caracterização Ecotoxicológica ³
Montante (- 650 m)	1 (Mar)	2004	X	-	<i>D. similis</i> e <i>S. capricornutum</i>
	2 (Ago)	2004	X	-	<i>D. similis</i> e <i>S. capricornutum</i>
	3 (Mai)	2005	X	X	<i>D. similis</i> , <i>D. rerio</i> e <i>S. capricornutum</i>
Descarte (0 m)	1 (Mar)	2004	X	-	<i>D. similis</i> e <i>S. capricornutum</i>
	2 (Ago)	2004	X	-	<i>D. similis</i> e <i>S. capricornutum</i>
	3 (Mai)	2005	X	X	<i>D. similis</i> , <i>D. rerio</i> e <i>S. capricornutum</i>
Jusante (+ 500 m)	1 (Mar)	2004	X	-	<i>D. similis</i> e <i>S. capricornutum</i>
	2 (Ago)	2004	X	-	<i>D. similis</i>
	3 (Mai)	2005	X	X	<i>D. similis</i> , <i>D. rerio</i> e <i>S. capricornutum</i>

¹: pH, Oxigênio dissolvido, condutividade e salinidade.

²: Cloroeto, sulfato, metais, série nitrogenada.

Os pontos de amostragem escolhidos localizaram-se à montante (500m antes do lançamento), a jusante (650m após o lançamento) e no ponto de descarte do efluente. A Figura 7 apresenta a localização dos pontos de coleta no rio Sarapuí e seu posicionamento em relação do Pólo Industrial de Belford Roxo.

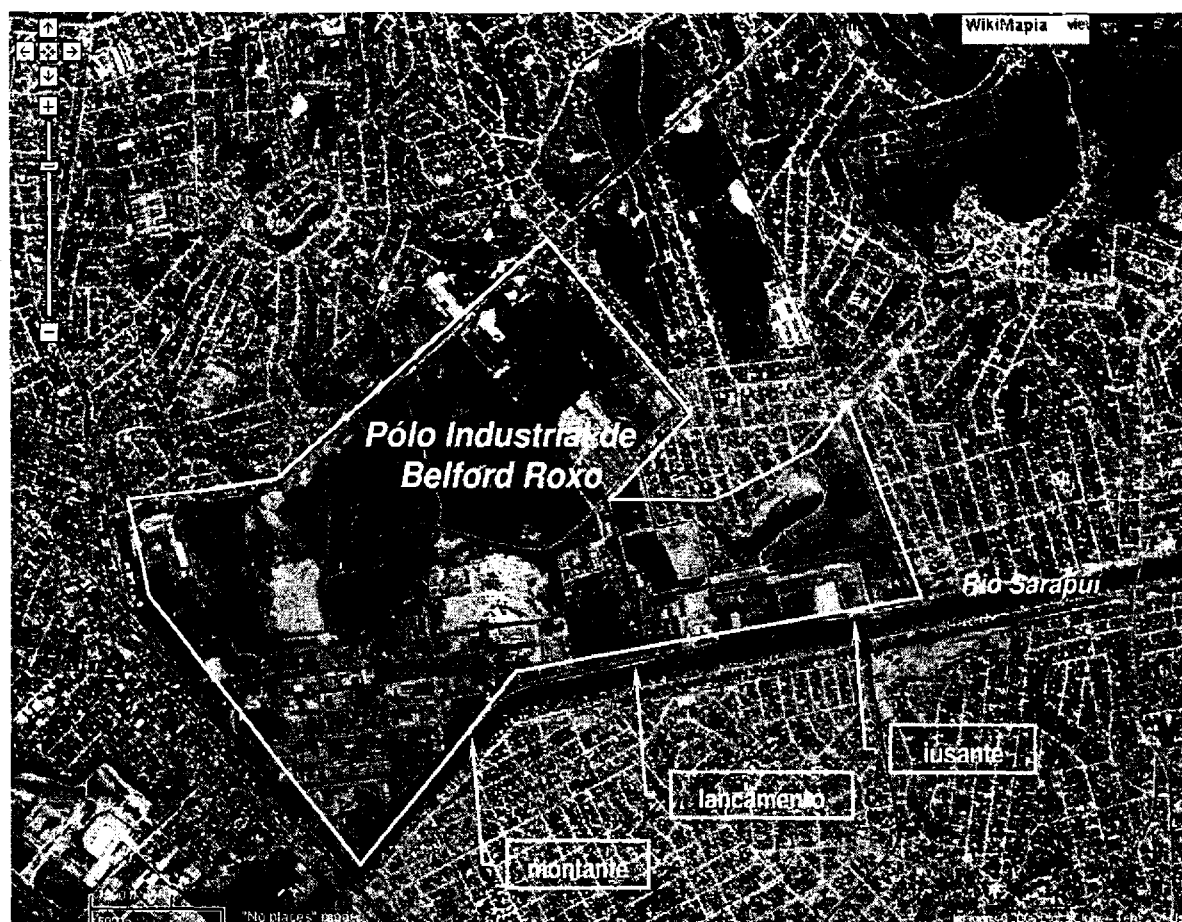


Figura 7 – Localização dos pontos de amostragem de água superficial no Rio Sarapuí, Sub-bacia dos Rios Iguaçu-Sarapuí, Bacia da Baía da Guanabara, RJ.

A Figura 8 apresenta o ponto de amostragem localizado à montante do lançamento do efluente. Destacam-se nas figuras apresentadas a elevada quantidade de resíduos e as moradias inseridas na área de preservação permanente do rio, as quais apresentam, em sua maioria, lançamento de esgoto não tratado diretamente nas águas desse corpo receptor constituindo-se em uma potencial fonte difusa de poluição por matéria orgânica.



Figura 8 – Imagens do ponto de amostragem "montante", localizado à aproximadamente 500 metros antes ponto de descarte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ.

O lançamento de efluentes do Pólo Industrial de Belford Roxo não é realizado diretamente no rio Sarapuí, sendo o mesmo realizado a aproximadamente 10 metros da margem do rio. Tal situação cria um pequeno contribuinte cujo volume total corresponde ao volume total de efluente lançado, uma vez que não foram verificadas outras fontes no local. A Figura 9 apresenta o ponto de descarte.



Figura 9 – Local de descarte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, a aproximadamente 10 metros do Rio Sarapuí.

O ponto de amostragem localizado à jusante do corpo receptor apresenta características semelhantes ao ponto localizado à montante. Entre elas se destacam o acúmulo de resíduos nas margens e a ocupação da área de preservação permanente por moradias de baixo padrão, muitas das quais apresentam lançamento de esgotos sem tratamento diretamente no corpo receptor. A Figura 10 apresenta o ponto de amostragem “jusante”.



Figura 10 – Imagens do ponto de amostragem “jusante”, localizado à aproximadamente 650 metros após ponto de descarte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ.

5.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA

5.3.1 EFLUENTE

A caracterização física e química do efluente foi realizada em duas etapas, sendo a primeira realizada no Laboratório Ambiental da TRIBEL S/A e a segunda no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia Aquática e no Laboratório de Análises Químicas e Ambientais do Centro de Química e Meio Ambiente (CQMA) do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) e no Laboratório de Ecotoxicologia do Laboratório TECAM – Tecnologia Ambiental Ltda.

A primeira etapa de caracterização contou com a análise dos parâmetros físicos e químicos previstos na legislação estadual, a qual estabelece critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos, de acordo com o Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras (SLAP) do Estado do Rio de Janeiro. Nessa etapa foram avaliados 16 parâmetros através de metodologias padronizadas de acordo com FEEMA (1986) (Tabela 5).

Tabela 5 – Parâmetros e métodos empregados na caracterização física e química das amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, realizadas no Laboratório Ambiental da Tribel S/A.

Parâmetro	Unidade	Metodologia
Vazão	m ³ /d	-
pH	-	-
Temperatura	°C	-
Material sedimentável (MS)		-
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20})	mg.L ⁻¹	NBR 12614
Demanda química de oxigênio (DQO)	mg.L ⁻¹	DIN 38409 / H 43
Fenóis	mg.L ⁻¹	MF-428
MBAS	mg.L ⁻¹	5540 (C)
Óleos e Graxas (OG)	mg.L ⁻¹	5520 (D)
Resíduos não filtráveis totais (RNFT)	mg.L ⁻¹	2540 (D/E)
Sulfeto	mg.L ⁻¹	MF-415
Cd, Cu, Ni, Pb, Zn	mg.L ⁻¹	MF-460.R3

As amostras remetidas para realização dos ensaios de toxicidade foram analisadas na segunda etapa de caracterização através da verificação do pH, Oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e salinidade, além da análise da concentração de Cloretos. Os métodos analíticos e equipamentos empregados na análise são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros e equipamentos empregados na caracterização física e química das amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, realizadas no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia Aquática (IPEN), no Laboratório de Análises Químicas e Ambientais (IPEN) e no Laboratório de Ecotoxicologia (TECAM Ltda).

Parâmetro	Unidade	Equipamento
pH	-	pHmetro Orion modelo 420A
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹	Yellow Springs International YSI modelo 5100
Condutividade elétrica	µS.cm ⁻¹	Condutivímetro ORION modelo 150
		Condutivímetro DIGIMED modelo DM3
Salinidade	‰	Condutivímetro ORION modelo 150
		Condutivímetro DIGIMED modelo DM3
Cloreto	mg.L ⁻¹	Cromatógrafo DIONEX DX-120

Após análise física e química, os resultados obtidos foram avaliados quanto à correlação de linearidade através do coeficiente de correlação linear de Pearson com o auxílio do software SIGMASTAT versão 3.0.

5.3.2 ÁGUA DO RIO SARAPUÍ

A caracterização física e química das amostras de água do rio Sarapuí foi desenvolvida em duas etapas. Na primeira etapa foram analisados os parâmetros pH, Oxigênio dissolvido, condutividade e salinidade durante a realização dos ensaios de toxicidade no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia Aquática do Centro de Química e Meio Ambiente (CQMA) do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) e no Laboratório de Ecotoxicologia do Laboratório TECAM – Tecnologia Ambiental Ltda.

A segunda etapa contou com a identificação dos íons nas amostras e foi realizada no Laboratório de Análises Químicas e Ambiental (LAQA) do Centro de Química e Meio Ambiente (CQMA) do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) por técnicas analíticas avançadas como a cromatografia iônica, espectrometria de absorção atômica (AAS) e espectroscopia óptica de emissão do feixe de plasma induzido (ICP/OES). Os métodos analíticos e equipamentos empregados na análise são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Parâmetros e equipamentos empregados na caracterização física e química das amostras de água do rio Sarapuí realizadas no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia Aquática (IPEN), no Laboratório de Análises Químicas e Ambientais (IPEN) e no Laboratório de Ecotoxicologia (TECAM Ltda).

Parâmetro	Unidade	Equipamento
Cloreto e Sulfato	mg.L ⁻¹	Cromatógrafo DIONEX DX-120
P, K, Ca, Fe, Ba, Co, Cd, Pb, B, Al, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Na, Mg	mg.L ⁻¹	Espectrômetro de Absorção Atômica PERKIN ELMER AAnalyst – 800 e Espectroscopia Óptica de Emissão
pH	-	pHmetro Orion modelo 420A
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹	Yellow Springs International YSI modelo 5100
Condutividade	µS.cm ⁻¹	Condutímetro ORION modelo 150
Salinidade	‰	Condutímetro DIGIMED modelo DM3
		Condutímetro ORION modelo 150
		Condutímetro DIGIMED modelo DM3

5.3.2.1 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

De acordo com CETESB (2005a), o Índice do Estado Trófico (IET) tem por objetivo a classificação dos corpos d'água em diferentes graus de trofia por meio da avaliação da qualidade das águas quanto ao enriquecimento por nutrientes, especificamente o Fósforo, relacionados ao crescimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas.

Adotou-se a fórmula para determinação do IET modificada por LAMPARELLI (2004) que desenvolveu o índice para ambientes lóticos a partir do Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por TOLEDO *et al.* (1983) e TOLEDO (1990). O potencial para eutrofização em rios, baseado na concentração de Fósforo total (PT), deve ser calculado a partir da seguinte equação:

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20$$

A classificação dos corpos d'água quanto ao grau de trofia é realizada de acordo com o resultado obtido, segundo a Tabela 8.

Tabela 8 – Classificação dos corpos d'água quanto ao estado trófico segundo o Índice de Estado Trófico de Carlson, modificado por LAMPARELLI (2004).

Estado trófico	Critério	Fósforo total (mg.m ⁻³)	Clorofila a (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P ≤ 13	CL ≤ 0,74
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	13 < P ≤ 35	0,74 < CL ≤ 1,31
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	35 < P ≤ 137	1,31 < CL ≤ 2,96
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	137 < P ≤ 296	2,96 < CL ≤ 4,70
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	296 < P ≤ 640	4,70 < CL ≤ 7,46
Hipeutrófico	IET > 67	640 < P	7,46 < CL

5.4 CARACTERIZAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

5.4.1 ENSAIOS DE TOXICIDADE

Os ensaios de toxicidade foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia Aquática do Centro de Química e Meio Ambiente (CQMA) do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), no Laboratório de Análises Ambientais da TRIBEL S/A e no Laboratório de Ecotoxicologia do TECAM – Tecnologia Ambiental Ltda.

Para o presente trabalho, foram escolhidos organismos-teste representativos para três distintos níveis tróficos. O microcrustáceo *Daphnia similis* para avaliação de efeitos agudos e para os processos de TIE, o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* para avaliação da toxicidade aguda e crônica das amostras, a alga *Selenastrum capricornutum* para avaliação de efeitos crônicos e *Danio rerio* para avaliação da toxicidade aguda.

A adoção de quatro espécies de água doce baseou-se no princípio de que o corpo receptor do efluente trata-se de um corpo de água doce e as comunidade aquáticas representativas para tal ambiente são, ou deveriam ser, representativas para tal ambiente.

Optou-se pela adoção de espécies padronizadas e reconhecidas internacionalmente ao invés da adoção de organismos nativos. Esse fato deveu-se, principalmente, ao avançado estado de deterioração do Rio Sarapuí, cuja comunidade biológica é descrita por SERLA (1996) como ausente, além da disponibilidade de ampla bibliografia para discussão e comparação de resultados a partir das espécies selecionadas.

O princípio do método dos ensaios adotados consiste na exposição de um grupo de indivíduos da mesma espécie a um gradiente de concentração das amostras a fim de verificar as concentrações de efeito para avaliação, em nível populacional no ambiente, o potencial tóxico das misturas.

5.4.1.1 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA PARA *Daphnia similis*

A metodologia adotada para os testes de toxicidade aguda com microcrustáceos segue os procedimentos descritos em ABNT³ (2004). O princípio do método consiste em expor neonatos de *D. similis*, entre 6 e 24 horas de idade, a um gradiente de concentrações de uma amostra de modo a determinar a concentração efetiva inicial mediana do agente tóxico que causa imobilidade a 50% dos organismos em 48 horas de exposição, ou seja, a CE(I)50;48H.

A norma de referência recomenda a utilização dos ensaios preliminares, os quais apresentam como objetivo a determinação da faixa de concentração da solução-teste a ser utilizada no teste definitivo, delimitado pela menor concentração que causa imobilidade a 100% dos organismos e a concentração mais elevada na qual não se observa nenhuma imobilidade (CE(I)50;48H).

Para o presente estudo não foi adotada a prática dos ensaios preliminares. Para as amostras de efluente foram utilizadas 7 diluições da amostra resultando nas seguintes concentrações-teste: 100%; 40,0%; 16,0; 6,40%; 2,56%; 1,02% e 0,40%. Nas amostras do rio Sarapuí foram utilizadas diluições da amostra integral para verificar possíveis diferenças entre os pontos de amostragem, sendo utilizadas as seguintes concentrações-teste: 100%; 50,0%, 25,0%, 12,5%, 6,25% e 3,13%.

Nos experimentos de TIE, as concentrações utilizadas são baseadas no resultado preliminar do ensaio de toxicidade. USEPA (1991a) sugere, quando possível, o uso de 4 concentrações-teste, sendo elas: 4x; 2x; 1x; e 0,5xCE50. Na impossibilidade da utilização de 4 concentrações foram utilizadas somente as duas maiores concentrações para avaliar a eficiência na remoção da toxicidade pelos tratamentos adotados.

O teste é realizado em béqueres de 30 mL. São colocados 20 mL da solução-teste e adicionados cinco organismos já aclimatados nas respectivas soluções-teste e colocados em incubadora com fotoperíodo e temperatura controlados. Para cada concentração são preparadas quatro réplicas. Durante o período dos testes, os organismos não são alimentados, sendo mantidos em incubadoras a 20^o C ($\pm 1^{\circ}$), em ausência total de luminosidade.

A preparação das soluções-teste é feita a partir da diluição de quantidade determinada da amostra em um volume definido de água de diluição, de acordo com a concentração esperada. A água de diluição é de fonte natural, autoclavada, com dureza ajustada para 40-48 mg L⁻¹ de CaCO₃. Ao término do teste, os organismos são examinados quanto a sua mobilidade. Aqueles que não apresentam movimentação em um intervalo de 15 segundos são considerados imóveis.

Paralelamente aos ensaios com as amostras, testes de sensibilidade com a substância de referência cloreto de sódio (NaCl) ou dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) foram realizados para

³ O início do trabalho foi desenvolvido com base na NBR 12.713:1993. A NBR 12.713:2004 contempla os procedimentos realizados neste trabalho, sendo então considerada como a norma de referência atual.

atestar a qualidade dos organismos e a proficiência do laboratório executor na repetibilidade dos procedimentos.

Para a validação dos ensaios são também observados os seguintes requisitos: a mortalidade no controle não deve exceder 10%, o teor de oxigênio não deve ser inferior a 2 mg.L⁻¹ e a temperatura da água deve ser 20° C ($\pm 1^\circ$). Qualquer variação dessas condições que não puder ser justificada tecnicamente invalida o ensaio, devendo o mesmo ser repetido a partir do início.

Após a validação, a análise estatística dos dados é realizada a partir da classificação dos dados em paramétricos ou não paramétricos. Os conjuntos de dados paramétricos são submetidos a análise de Probitos e no caso dos dados não paramétricos é utilizada análise de Trimmed Spearman-Kärber, nos quais a CE(1)50;48H é determinada (USEPA, 2002a).

Para as amostras cujos resultados não possam ser calculados através dos métodos acima citados, a ferramenta estatística utilizada é a Análise de Variância (ANOVA) associada a um teste de hipóteses, no caso de dados paramétricos o teste de Dunnett, ou no caso de dados não paramétricos o teste de Williams, ambos através do programa TOXSTAT (GULLEY *et al*, 1991). Objetivo dessa análise é avaliar o comportamento do grupo exposto à amostra em relação ao grupo controle, verificando, ou não, diferenças significativas que possam representar efeitos negativos.

5.4.1.2 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA PARA *Ceriodaphnia dubia*

A avaliação da toxicidade aguda para *C. dubia* foi realizada através da adaptação da metodologia de ensaio para *D. similis* às necessidades da espécie. Para tanto foram aproveitados os resultados das primeiras 48 horas dos ensaios de toxicidade crônica, a partir de observações sobre a imobilidade dos organismos.

Para essas observações, analisa-se a distribuição dos dados e, como descrito para *D. similis*, calcula-se o CE50;48h através das análises de Probitos ou Trimmed Spearman-Kärber (USEPA, 2002a).

Além dos ensaios de toxicidade aguda, a espécie foi utilizada em parte dos experimentos de TIE. O princípio do método consistiu na exposição de neonatas de *C. dubia*, entre 6 e 24 horas de idade, a um gradiente de concentrações da amostra e comparação dos efeitos observados com o grupo controle.

A análise estatística dos resultados foi realizada através de Análise de Variância (ANOVA) associada a um teste de hipóteses, no caso de dados paramétricos ao teste de Dunnett, ou no caso de dados não paramétricos o teste de Williams, ambos através do programa TOXSTAT (Gulley *et al*, 1993).

O objetivo dessa análise é verificar a influência do tratamento da redução da toxicidade. Caso o resultado seja significativamente diferente do resultado obtido anteriormente inicia-se a identificação do composto a partir dessa fração.

A atual metodologia difere do descrito acima para *D. similis* na temperatura de ensaio, o qual é de 25° C ($\pm 2^\circ$ C) e no número de réplicas, visto que o número de diluições depende do resultado obtido no ensaio de referência. Para os experimentos de TIE, foram utilizadas entre duas e quatro réplicas, com 10 indivíduos cada, de acordo com a disponibilidade de amostra e de organismos.

5.4.1.3 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA PARA *Danio rerio*

Os ensaios de toxicidade aguda com amostras de efluente para peixes foi realizado no Laboratório de Análises Ambientais da TRIBEL S/A com metodologia baseada em ABNT (1993) – modificada. Os ensaios de toxicidade com amostras de água do rio Sarapuú adotaram a metodologia ABNT (2005) e foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia Aquática do Centro de Química e Meio Ambiente (CQMA) do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN).

O princípio do método consiste em expor organismos de tamanho e idade semelhante, obtidos junto a criadores selecionados e mantidos em aclimatação durante o período mínimo de uma semana, a diferentes concentrações da amostra a ser testada, durante um período de 48h ou 96h.

São utilizados aquários com capacidade total de 4,0 litros. Em cada recipiente são acondicionados 2,0 L da amostra e 10 peixes. Os testes apresentam 48 ou 96 horas de duração, sendo mantidos a 25° C ($\pm 2^\circ$ C) em sala climatizada. Durante este período os organismos não são alimentados e as variáveis de pH e oxigênio dissolvido são analisadas diariamente. A letalidade ocorrida durante o teste é observada e anotada em intervalos de 24 horas.

São considerados mortos os peixes que não demonstrarem reação após serem tocados no pedúnculo caudal. Devido à duração do teste, não são realizados ensaios preliminares, sendo testadas somente de forma definitiva as seguintes concentrações do efluente: 50,0%; 25,0%; 12,5%; 6,25% e 3,13%. Nos ensaios com amostras de água do rio Sarapuú foram testadas somente as concentrações 100% e 50,0%, além do grupo controle.

São observados os seguintes requisitos durante os testes para considerá-los válidos: a mortalidade no controle não deve exceder 10%, o teor de oxigênio não deve ser menor do que 40% do valor inicial e a temperatura da água deve estar na faixa de 25° C ($\pm 2^\circ$ C).

Após a validação a análise estatística dos dados é realizada a partir da observação prévia dos dados e sua classificação entre um conjunto de dados paramétricos ou não paramétricos. Os conjuntos de dados paramétricos são submetidos a análise de Probitos e no

caso dos dados não paramétricos é utilizado o programa de Trimmed Spearman-Kärber, nos quais a CL(I)50;48H é determinada (ABNT, 1993).

Para as amostras cujos resultados não possam ser calculados através dos métodos acima citados, a ferramenta estatística utilizada é a Análise de Variância (ANOVA) associada a um teste de hipóteses, no caso de dados paramétricos ao teste de Dunnett, ou no caso de dados não paramétricos o teste de Willians, ambos através do programa TOXSTAT (GULLEY *et al*, 1993).

5.4.1.4 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA PARA *Selenastrum capricornutum*

A metodologia está baseada em USEPA (2002b) – modificada. O princípio do método consiste em expor concentrações conhecidas da alga *S. capricornutum* a um gradiente de concentração da amostra, de modo a determinar a CI50,96H, que representa a concentração de amostra que provocou a inibição do crescimento algácea a 50% da população exposta.

Como endpoints são também utilizados a CENO (Concentração de efeito não observado) e a CEO (Concentração de efeito observado), ou seja, a maior concentração do agente tóxico que não causa efeitos sub-letais e a menor concentração que causa efeitos sub-letais, respectivamente.

Para todos os ensaios foram utilizadas as seguintes concentrações-teste: 100%; 50,0%; 25,0%; 12,5%; 6,25% e 3,13%.

Esse ensaio avalia o efeito de agentes tóxicos sobre a inibição do crescimento da alga por um período de 96 horas. O ensaio é realizado em erlenmeyers de 250 mL, com volume final da solução teste de 100 mL, sendo utilizadas 3 réplicas por tratamento. Os frascos são submetidos a agitação de 100 a 175 rpm e luminosidade constante de 1500 a 3000 lux. Todas as etapas do teste, incluindo o preparo das soluções são realizadas em ambiente estéril, à temperatura controlada ($25^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$).

Os frascos-teste são agitados antes de receber o inóculo de algas, para a homogeneização das soluções-teste, sendo novamente agitados, após o recebimento do inóculo. Esse inóculo é calculado a partir da contagem de células de uma suspensão algácea de concentração aproximada de 1.10^7 céls.mL⁻¹, para a obtenção da contagem inicial de 1.10^4 céls.mL⁻¹ nos frascos-teste.

Os frascos são distribuídos ao acaso na mesa agitadora, sendo a sua posição alterada diariamente, também ao acaso, de modo a diminuir possíveis diferenças de luminosidade e temperatura no crescimento das algas. No momento da finalização do teste, alíquotas de 5 mL fixadas com lugol são separadas para contagem do número de células. Estas são mantidas ao abrigo da luz, até o momento da contagem, realizada em câmara de Neubauer sob microscópio óptico. Paralelamente aos ensaios com amostras de efluente, foram realizados ensaios de toxicidade com a substância de referência K₂Cr₂O₇.

A análise estatística dos dados é realizada com o auxílio do programa computacional TOXSTAT (GULLEY *et al.*, 1993), para a determinação do CENO e CEO, no qual a realização de um teste de hipóteses associado a uma Análise de Variância (ANOVA). No caso de dados paramétricos ao teste de Dunnet, ou no caso de dados não paramétricos o teste de Williams.

A determinação do CI_{50;96h} é realizada através do Método de Interpolação Linear para Efeitos Sub-letais: Metodologia da Concentração de Inibição (ICp) a partir dos resultados das contagens finais do volume de células (USEPA, 1993).

5.4.1.5 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA PARA *CERIODAPHNIA DUBIA*

A metodologia adotada para os testes crônicos baseou-se nos procedimentos CETESB (1992) e USEPA (2002).

O princípio do método consiste em expor neonatas de *Ceriodaphnia dubia*, com idade entre 6 e 24 horas de vida, a diferentes concentrações de uma amostra de modo a determinar a Concentração de Inibição da Reprodução a 50% da população em um intervalo de 7 dias de exposição, ou seja a CI_{50;7d}.

As concentrações utilizadas são as mesmas do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis*. Para cada concentração são expostos dez organismos jovens, distribuídos individualmente em 10 béqueres de 50 mL, preenchidos com 30 mL da solução-teste.

Durante o período dos testes os organismos são alimentados com uma suspensão da alga *Selenastrum capricornutum* e por uma suspensão de leveduras. Os testes foram realizados em incubadoras a 25°C ($\pm 2^{\circ}\text{C}$), luminosidade de 2000 lux e fotoperíodo de 16 horas-luz.

A reprodução das fêmeas foi acompanhada através da contagem e descarte dos filhotes. Os organismos são transferidos em dias alternados para novas soluções-teste, quando medidas de pH, condutividade e oxigênio dissolvido serão realizados.

Para a validação dos resultados são observados os seguintes requisitos: a mortalidade no controle não deverá exceder a 20%, o teor de oxigênio não deverá ser menor do que 5,0 mg.L⁻¹ e a fecundidade média no controle deve ser de, no mínimo, 15 filhotes por fêmea.

Testes de viabilidade da água de diluição e de sensibilidade dos organismos a uma substância de referência, no caso, Cloreto de Sódio (NaCl), foram realizados de acordo com os procedimentos descritos pela CETESB (1992). O primeiro tem como objetivo verificar a qualidade da água utilizada para o cultivo dos organismos e diluição das soluções-teste. O segundo apresenta como objetivo verificar a qualidade dos organismos a serem submetidos aos testes, ou seja, deverão se encontrar dentro de uma faixa conhecida de sensibilidade a um tóxico de referência.

O teste é considerado terminado quando 60% das fêmeas, ou mais, sobreviventes do controle tenham produzido sua terceira ninhada.

A análise estatística dos dados é realizada com o auxílio do programa computacional TOXSTAT (GULLEY *et al.*, 1993), para a determinação do CENO e CEO, no qual a realização de um teste de hipóteses associado a uma Análise de Variância (ANOVA). No caso de dados paramétricos ao teste de Dunnet, ou no caso de dados não paramétricos o teste de Williams.

A determinação do CI50;7d é realizada através do Método de Interpolação Linear para Efeitos Sub-letais: Metodologia da Concentração de Inibição (ICp) a partir dos resultados das contagens finais do número de neonatos (USEPA, 1993).

5.4.2 AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE – AIT

Foram realizados experimentos de TIE com as amostras 6, 8 e 13, coletadas respectivamente em outubro de 2003, março de 2004 e maio de 2005.

O princípio do método baseia-se no fracionamento das amostras através de uma série de tratamentos, físicos e químicos, que têm por finalidade alterar a biodisponibilidade de compostos da amostra. Após os processos de separação, cada fração é submetida à ensaio com o organismo-teste selecionado para verificar qual o potencial tóxico da mesma, comparada com um teste de referência ("*baseline test*") da amostra integral.

Tal processo combina a quantificação da toxicidade do efluente com a identificação do(s) composto(s) responsável pela toxicidade e envolve três fases distintas de (i) Caracterização, (ii) Identificação e (iii) Confirmação da Toxicidade.

5.4.2.1 FASE I: CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO(S) AGENTE(S) TÓXICO(S)

A primeira fase apresenta métodos para caracterizar a natureza física e química dos constituintes que causam a toxicidade. Algumas características como solubilidade, volatilidade e filtrabilidade são verificadas sem a identificação específica do agente tóxico (USEPA, 1991a). A Figura 11 apresenta uma visão geral do processo.

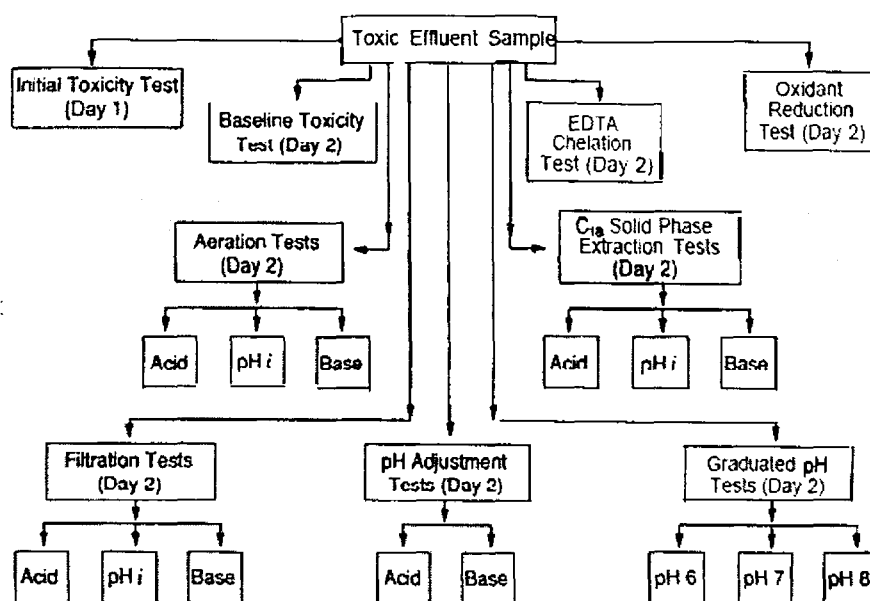


Figura 11 – Fluxograma do processo de Avaliação e Identificação da Toxicidade extraído de USEPA (1991a).

A AIT é realizada através de manipulações que alteraram a biodisponibilidade de compostos com propriedades semelhantes. A partir do ensaio de toxicidade com a amostra bruta foram calculadas as concentrações de trabalho, no qual foram utilizadas de 2 a 4 concentrações a partir do resultado de CE50, sendo elas 2 e 4 ou $\frac{1}{2}$, 1, 2 e 4 vezes o valor de CE50 inicial.

A eficiência na remoção da toxicidade foi determinada a partir de um teste de referência com a amostra integral sem manipulação, realizado simultaneamente aos demais ensaios.

As amostras foram fracionadas segundo USEPA (1991a), de acordo com os tratamentos a seguir:

5.4.2.1.1 TESTE DE REFERÊNCIA (“BASELINE EFFLUENT TOXICITY TEST”)

Teste guia para determinar a influência dos tratamentos na toxicidade da amostra. Por comparação pode-se determinar qual tratamento apresentou maior eficiência na redução da toxicidade.

5.4.2.1.2 TESTE DE AJUSTE DE pH (“PH ADJUSTMENT TEST”)

Por causar alterações na solubilidade, polaridade, volatilidade, estabilidade e especiação do composto, o ajuste é fundamental para determinar a influência do pH na toxicidade da amostra e sua influência sobre a biodisponibilidade dos compostos presentes na mesma.

A preparação da amostra é realizada com o auxílio de NaOH (0,1 e 1N) e HCl (0,1 e 1M), objetivando a estabilização do pH em 3 ou 11 unidades. A adição de ácido Clorídrico foi

feita lentamente até que o pH da amostra se estabilizasse em 3 unidades de pH. O mesmo procedimento foi adotado para a alíquota ajustada com NaOH, a qual foi estabilizada em 11 unidades de pH.

Após ajuste e estabilização nas faixas de pH selecionadas, uma alíquota de aproximadamente 30 mL foi reajustada ao pH original da amostra e submetida ao ensaio. O restante do volume ajustado foi encaminhado para os demais tratamentos, posteriormente ajustado e submetido a teste, conforme USEPA (1991a).

5.4.2.1.3 TESTE DE FILTRAÇÃO E AJUSTE DE PH (“PH ADJUSTMENT/FILTRATION TEST”)

O teste de filtração e ajuste de pH fornece informações sobre os tóxicos associados à matéria filtrável e substância que assumam essa condição após ajuste de pH. Embora os compostos associados ao material particulado apresentem, geralmente, menor biodisponibilidade que o material dissolvido, a intoxicação dos organismos pode ser feita pela ingestão das partículas.

Essa etapa iniciou-se após o ajuste de pH da amostra (item 5.4.2.1.2). Antes da filtração da amostra foi realizado o condicionamento dos filtros de fibra de celulose (porosidade 0,45 μ m) com amostra de água em pH semelhante ao da fração preparada.

Após a filtração, o pH da amostra foi reajustado para o valor original com o auxílio de NaOH ou HCl e utilizado nos ensaios.

5.4.2.1.4 TESTE DE AERAÇÃO E AJUSTE DE PH “PH ADJUSTMENT/AERATION TEST”)

A aeração atua na remoção de compostos voláteis e oxidáveis da amostra. Em combinação com diferentes valores de pH aumenta-se a gama de compostos que podem ser eliminados e/ou oxidados de acordo com as propriedades químicas dos mesmos.

Às amostras com pH ajustado foi somada uma alíquota da amostra não ajustada e, com o auxílio de um sistema de bombeamento de ar, as amostras foram submetidas à aeração moderada por 60 minutos.

Durante o processo o pH das amostras foi verificado em intervalos de 5 minutos e nos momentos que se verificou variações maiores que 0,2 unidades o mesmo foi reajustado para o valor pretendido.

A retirada das amostras dos recipientes deve ser feita com o auxílio de uma pipeta para evitar que o material aderido às paredes do recipiente fossem reincorporados na amostra. As alíquotas com pH ajustado, o mesmo foi reajustado para o valor original, sendo posteriormente submetidas à teste.

5.4.2.1.5 TESTE DE AJUSTE DE PH E EXTRAÇÃO DE FASE SÓLIDA (“PH ADJUSTMENT/C18 SPE”)

A extração de fase sólida, por colunas de C₁₈, atua na remoção de compostos orgânicos apolares e metais quelados.

A partir da amostra preparada, conforme 5.4.2.1.2, procedeu-se o acondicionamento da resina e preparação das frações, conforme USEPA (1991a).

5.4.2.1.6 TESTE DE OXI-REDUÇÃO (“OXIDANT REDUCTION TEST”)

A oxi-redução da amostra tem como objetivo a eliminação da toxicidade provocada por compostos clorados (dióxido de cloro, mono e dicloroaminas), ozônio, brometos, iodetos, íons de manganês, alguns metais catiônicos e compostos orgânicos eletrófilos. Compostos geralmente introduzidos em sistemas de tratamento de águas e esgotos.

Nesse trabalho foi adotada a técnica de adição gradativa de Tiosulfato de Sódio (Na₂S₂O₇), conforme USEPA (1991a). Essa técnica consistiu na adição de alíquotas de 0,2 mL a 10,0 mL de solução-estoque (20 g.L⁻¹ Na₂S₂O₇) em 10 mL de amostra bruta.

Destaca-se que, de acordo com recomendação de USEPA (1991a), a adição de alíquotas do composto à amostra bruta resultou como maior concentração de Tiosulfato em teste o equivalente ao valor de CE50;48h obtido experimentalmente, entre 2,0 g.L⁻¹ e 2,5 g.L⁻¹ para *D. similis* e *C. dubia*.

5.4.2.1.7 TESTE DE QUELAÇÃO COM EDTA (“EDTA CHELATION TEST”)

A adição de Ácido Etilenodiaminotetracético (EDTA) determina a toxicidade atribuída a metais catiônicos bivalentes. Devido a seu forte poder de quelação, a adição de pequenas quantidades de EDTA forma, geralmente, compostos metálicos insolúveis e de baixa toxicidade.

O procedimento adotado na preparação de amostras foi semelhante ao descrito no tratamento de Oxi-redução, desta vez a partir de uma solução de 5,0 g.L⁻¹ de EDTA.

5.4.2.1.8 TESTE DE GRADUAÇÃO DE PH (“GRADUATED PH TEST”)

A graduação de pH atua na determinação da toxicidade de compostos que podem ser influenciados pelo pH, como amônia, sulfeto de hidrogênio, cianetos e pentaclorofenol.

Sob agitação constante, as amostras foram ajustadas e medições foram feitas em intervalos de 10 minutos. O processo de manipulação em pH ácido, a partir da adição de HCl, resultou numa diluição significativa da amostra e inviabilizou sua utilização nos ensaios. O mesmo foi observado nas amostras manipuladas em pH alcalino, a partir da adição de NaOH, embora em menor proporção.

Esse tratamento foi adotado para as duas primeiras amostras e abandonado após verificação da inviabilidade das amostras manipuladas.

5.4.2.1.9 TROCA IÔNICA

Em casos nos quais os tratamentos tradicionais não se apresentaram eficientes na remoção da toxicidade, USEPA (1991a) sugere que tratamentos adicionais e/ou combinados sejam utilizados para auxiliar na identificação dos tóxicos.

A partir dos resultados obtidos no primeiro experimento com a amostra 6 do efluente foi introduzido um novo tratamento, baseado em resinas de troca iônica. Esse processo é indicado para amostras que apresentem elevada Salinidade associada a íons dissolvidos segundo USEPA (1991a).

A Troca Iônica pode ser definida, segundo WACHINSKI & ETZEL (1996), como um processo reversível de troca de íons entre uma estrutura contendo uma fase sólida e uma fase líquida, na qual não ocorrem alterações substanciais na estrutura da fase sólida.

COULSON *et al.* (1970) definem o processo como a reação química na qual cátions e ânions livres de um sólido são trocados por cátions e ânions livres de carga semelhante da solução. Os trocadores iônicos devem ter estruturas, orgânicas ou inorgânicas, de cadeia aberta nas quais os íons da resina são trocados pelos da solução.

Em ambas as definições torna-se claro o objetivo desse processo, no qual utiliza-se uma matriz sólida para realizar a troca por íons livres numa solução, desde que esses apresentem valências semelhantes e seja reversível.

Nos ambientes naturais a troca iônica consiste em uma importante ferramenta na regulação e manutenção dos ecossistemas. Alguns trocadores de origem natural, como os zeólitos, a apatita e a hidroxiapatita, constituem-se em importantes removedores de metais catiônicos dos ecossistemas, acumulando os metais e mantendo níveis constantes no ambiente (WETZEL, 2001).

Segundo METCALF & EDDY (2003) para a remoção dos íons responsáveis pela Salinidade é recomendada a utilização de resinas catiônicas e aniônicas. O efluente deve ser tratado separadamente nas resinas, sendo que na matriz catiônica os cátions livres são substituídos por íons Hidrogênio (H^+). A amostra tratada em resina aniônica tem os ânions substituídos por radicais Hidroxila (OH^-).

A escolha pelas resinas Amberlite IRA120 e Amberlite IRA 410 (Vtec Química Ltda) se deu a partir de resultados positivos de BAY-SCHIMITH (2003a; 2003b), o qual obteve sucesso na aplicação dessas resinas ao efluente de um aterro sanitário.

As resinas devem ser condicionadas segundo IPEN (1989) - modificado, antes da primeira utilização (Tabela 9). Após o condicionamento inicial, o processo de eluição deve ser

realizado para a limpeza e recondicionamento da resina, sendo necessário o condicionamento somente com o ácido/base e posterior lavagem .

Tabela 9 – Etapas do processo de condicionamento de resinas para realização do procedimento de troca iônica com amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ.

CATIÔNICA	ANIÔNICA
1. 40mL NaOH 1M	1. 50mL HCl 1M
2. H ₂ O até pH neutro (±50-100mL)	2. H ₂ O até pH neutro (±50-100mL)
3. 50mL HCl 1M	3. 40mL NaOH 1M
4. H ₂ O até pH neutro (±50-100mL)	4. H ₂ O até pH neutro (±50-100mL)

O efluente tratado na resina catiônica tem seus cátions substituídos por Hidrogênio. Esse processo é obtido após o condicionamento da resina com NaOH 1M para saturação de íons Na⁺ e posterior lavagem com H₂O para limpeza do excesso de NaOH.

Após a neutralização do pH, que indica que o excesso de NaOH foi eliminado, a passagem de um ácido forte, HCl, faz com que o Na⁺ retido nas ramificações da resina seja substituído pelo íon H⁺ e a solução final seja rica em NaCl. A lavagem final serve para liberar todo o ácido retido na resina e finalizar o condicionamento. Após esse processo a resina está condicionada e pronta para realizar as trocas entre a matriz sólida e a solução.

O processo de condicionamento da resina aniônica é semelhante, mas com ordem inversa para a soluções durante o processo. Inicia-se o processo a partir da saturação da resina com uma solução de HCl 1M. Após lavagem e neutralização do pH, a solução de NaOH 1M é utilizada para saturar a resina com ânions OH⁻.

Para as amostras de efluente o processo consiste na passagem de um volume de 300 mL de efluente, pré-filtrado em membrana de fibra de celulose de 0,45µm, por uma coluna de vidro de 1,0 cm de diâmetro preenchida por 10mL da resina, em um fluxo de 1,0 mL.min⁻¹. Esse fluxo é suficiente para que a troca de íons ocorra entre o efluente e o substrato de resina, de acordo com PIRES⁴. As equações de troca para as resina utilizadas nesse trabalho são apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 – Equações químicas representativas para o sistema de troca iônica para as resinas Amberlite IRA120 e Amberlite IRA 410.

Resina	Equação de troca
Catiônica	Sol-Cátion + Resina-H ⁺ ↔ Sol-H ⁺ + Resina-Cátion Ex: sol-NaCl + R-H ⁺ ↔ sol-HCl + Resina-Na
Aniônica	Sol-Ânion + Resina-OH ⁻ ↔ Sol-OH ⁻ + Resina-Ânion Ex: sol-NaCl + R-OH ⁻ ↔ sol-NaOH + Resina-Cl

⁴ Maria Aparecida Faustino Pires, pesquisadora do Centro de Química e Meio Ambiente do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares em comunicação pessoal, janeiro de 2004.

Segundo USEPA (1991a), esses procedimentos, acrescidos com as análises rotineiras de água, tais como, pH, dureza, condutividade e oxigênio dissolvido são suficientes para caracterizar a toxicidade causada por uma fração tóxica.

Destaca-se que todos os procedimentos descritos anteriormente foram aplicados à água de diluição utilizada nos ensaios a fim de avaliar a influência dos processos sobre a toxicidade nas amostras.

Os resultados da Fase I são utilizados para indicar a metodologia analítica ideal para a identificação dos compostos, a ser realizada na Fase II.

5.4.2.2 FASE II: IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DO(S) AGENTE(S) TÓXICO(S)

A Fase II consiste na identificação e quantificação dos compostos através de técnicas analíticas, baseado nos resultados da primeira fase. As características físicas e químicas das amostras permitem a investigação dos compostos que vem atuando na toxicidade e sua quantificação passa a ser a etapa de maior importância.

USEPA (1993a) sugere métodos analíticos para a identificação de compostos orgânicos apolares, metais e amônia. O autor sugere ainda a adoção do procedimento de troca iônica para os casos nos quais os procedimentos tradicionais não resultem em reduções significativas da toxicidade, notadamente em amostras com elevada condutividade elétrica, e a análise química dos compostos de interesse por técnicas analíticas avançadas como espectroscopia de emissão, cromatografia de íons e espectroscopia de absorção atômica, entre outras.

Segundo BOELTER *et al.* (1992), técnicas como espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio (ICP-OES) foram eficientes na identificação de elementos químicos em amostras contaminadas por efluentes do processamento de petróleo.

A cromatografia de íons é indicada por TIETGE *et al.* (1997) e DICKERSON *et al.* (1996) para a identificação de íons em processos de AIT em amostras de água de produção, resultante do processamento de petróleo, e para amostras ambientais provenientes de lagos e áreas alagadas contaminadas por águas de irrigação.

5.4.2.2.1 ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA

A determinação dos cátions Ca, Cd, Cu, K, Mg, Na, Ni, Pb e Zn foi feita por espectrometria de absorção atômica (AAS) e espectroscopia óptica de emissão com feixe de plasma induzido (ICP/OES).

A espectrometria de absorção atômica é uma técnica multielementar de ampla aplicabilidade na área ambiental. Devido a possibilidade de análise de diversos elementos com pouca susceptibilidade a ação de interferentes interelementares tem sido utilizada como ferramenta para identificação de metais em soluções.

Os ânions analisados foram Cl^- e SO_4^{2-} , através de cromatografia de íons em equipamento marca DIONEX modelo DX-120. Tais compostos são de extrema importância pois sua concentração corresponde a cerca de 63,2% da Salinidade total em águas marinhas.

Segundo LEMES (2001), a cromatografia de íons define um conjunto de técnicas de separação físico-química baseada na distribuição de íons entre uma fase móvel e uma estacionária. Fundamenta-se no processo de troca iônica associada a detecção condutométrica e supressão química. O sistema supressor, baseado na afinidade química entre os pontos de troca e o eluente, converte os ânions ou cátions da amostra em ácidos ou bases e esses têm sua condutividade medida. A identificação dos íons é realizada por comparação com o tempo de retenção de padrões conhecidos e a quantificação é calculada a partir da área formada nos picos cromatográficos.

5.4.2.3 FASE III: CONFIRMAÇÃO DO(S) TÓXICO(S)

Segundo USEPA (1993b), na Fase III, os compostos, identificados como prováveis causadores da toxicidade, são confirmados através de análises de correlação; sensibilidade relativa, balanço de massas ou pela observação de sintomas.

Para a comparação, dados sobre a toxicidade dos agentes tóxicos suspeitos para as espécies utilizadas neste trabalho foram obtidos na literatura e/ou gerados. Experimentos para observação do comportamento de *D. rerio* sob influência do agente tóxico suspeito foram realizados e utilizados como base para a comparação.

Se uma, ou mais, das formas de confirmação acima for corroborada pelos dados de laboratório pode-se confirmar o(s) agente(s) tóxico(s) como causador(es) da toxicidade.

Como complemento à confirmação do agente tóxico foi desenvolvido um modelo estatístico baseado na análise de regressão não-linear, segundo MOUNT (1997) e DICKERSON (1996).

5.4.2.3.1 APLICAÇÃO DA REGRESSÃO NÃO-LINEAR PARA PREVISÃO DOS EFEITOS NAS AMOSTRAS DE EFLUENTE A PARTIR DA CONCENTRAÇÃO DO ÍON CLORETO

Baseado nos trabalhos de MOUNT (1997) e DICKERSON (1996) foi desenvolvido um modelo estatístico baseado em regressão não linear entre a concentração do íon Cloreto e a sobrevivência observada nas amostras com a substância de referência NaCl.

Embora os autores adotem a regressão múltipla para suas análises, optou-se pela regressão simples pois o objetivo foi a correlação entre a toxicidade do íon Cloreto e os efeitos observados nos ensaios.

Tal modelo tem por objetivo estimar a contribuição do íon na toxicidade das amostras e comprovar sua contribuição como um dos maiores, se não o maior, agente tóxico na mistura mediante a aplicação da seguinte equação:

$$f(x) = 0,9715 \div 1 + \exp^{-(CI - 691,2731) + 134,7185}$$

O modelo, criado com o auxílio do software SigmaStat, versão 8.02, foi aplicado em planilha eletrônica do aplicativo MS Excel a partir das concentrações de Cloreto do efluente obtidas analiticamente.

A correlação entre os resultados previstos e observados permite verificar e calibrar o modelo, de modo a melhor representar a matriz estudada.

5.5 ESTIMATIVA DE IMPACTOS ECOLÓGICOS

A Estimativa de Impactos Ecológicos compreende um conjunto de técnicas baseadas nos ensaios ecotoxicológicos, as quais tem por objetivo estimar a ocorrência, ou não, de impactos negativos por consequência do lançamento de efluentes líquidos.

Em termos ecológicos é uma metodologia determinística para estimação da ocorrência de efeitos ecológicos sobre uma comunidade biológica baseada em resultados de ensaios de toxicidade e fatores de segurança para a proteção das comunidades aquáticas (TARAZONA, 2005).

De acordo com CETESB (1990) essa avaliação é realizada comparando-se a concentração do efluente no corpo receptor (CER) com as concentrações de efeito tóxico nos ensaios de toxicidade (CE50) associada a fatores de segurança para proteção da biota, considerando a diluição total da amostra no corpo receptor.

Esse mesmo conceito é apresentado por EC (2003) e USEPA (2000), os quais apresentam a "*Predictive Environmental Dilution – PED*" que corresponde a CER e a "*Predictive No Effect Dilution – PNED*", equivalente ao resultado de CE50 associado aos fatores de segurança. Essas variáveis representam, respectivamente, a diluição prevista do efluente no corpo receptor e a diluição estimada para que não sejam observados efeitos provenientes da matriz.

De forma a quantificar e classificar tais riscos utiliza-se a relação PNED/PED para expressar os níveis de risco. O resultado dessa relação chama-se quociente de risco (R), o qual representa a possibilidade de ocorrência, ou não, de efeitos negativos sobre a biota. Caso $R > 1$ a comunidade não está sujeita a efeitos tóxicos significativos, caso $R \leq 1$ a concentração do efluente no corpo receptor se encontra acima dos valores de segurança e poderá inferir danos à comunidade biológica.

Essa técnica traz a vantagem da utilização dos ensaios biológicos, refletindo uma condição estimada a ser encontrada pelos organismos no sistema receptor e da utilização de fatores de segurança calculados em função de cada situação específica, respeitando as particularidades dos distintos ambientes.

Os fatores de segurança referem-se a estimativas da variabilidade da sensibilidade entre os diversos grupos de organismos existentes no corpo receptor e também a variabilidade do efluente, tendo o valor final entre 100 a 1000 (EC, 2003).

Os valores utilizados na fórmula referem-se a dados experimentais para mistura completas do efluente, segundo CETESB (1990), FEEMA (1990) e EC (2003). Para a estimativa de impactos do efluente, utilizam-se as seguintes fórmulas:

$$\text{Concentração do efluente no corpo receptor: } CER = Q_{\text{efluente}} / (Q_{\text{efluente}} + Q_{\text{rio}})$$

$$\text{Inibição de efeitos agudos: } CER \leq \frac{CE50}{300}$$

$$\text{Inibição de efeitos crônicos: } CER \leq \frac{CE50}{1000}$$

Onde Q_{efluente} representa o valor da vazão para o dia de coleta do efluente e Q_{rio} representa os dados médios de vazão para o Rio Sarapuí (BULUS, 2004⁵).

⁵ Marta Bulus, da FEEMA em comunicação por e-mail, março de 2004.

6 RESULTADOS

6.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E ECOTOXICOLÓGICA DO EFLUENTE

6.1.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA

A análise física e química das amostras resultou nos dados apresentados na Tabela 11. Os resultados para as amostras 1 a 6 não são apresentados por não se tratar, a princípio, do escopo do trabalho no período. Após a alteração do escopo principal, anteriormente restrito ao processo no interior do pólo industrial, para uma avaliação mais completa, incluindo assim o Rio Sarapuí, as análises foram incorporadas ao escopo do trabalho e então realizadas.

Tabela 11 – Caracterização física e química realizada pelo Laboratório Ambiental da TRIBEL S/A com amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, para amostras coletadas entre janeiro de 2004 e maio de 2005.

Parâmetro	Q	pH	Temp	MBAS	MS	RNFT	DBO ³	DQO	OG	Fenóis	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Sulfeto
Amostra	m ³ .d ⁻¹		°C	mg.L ⁻¹												
7	851	7,6	32	0,146	0	352	5'	122	10'	0,08	0,170	0,19	0,380	0,02	0,280	1,0
8	1725	7,3	32	0,071	0	44	5'	158	10	0,06	0,070	0,07	0,380	0,07	0,400	1,0
10	1167	7,4	32	0,110	0	84	10	150	10'	0,06	0,030'	0,01'	0,380'	0,02'	0,540	1,0'
11	1050	7,4	37	0,172	0	100	16	141	10'	0,10	0,040	0,18	0,380'	0,02'	0,040'	1,0'
12	1694	7,2	36	0,269	0	142	5'	322	19	0,11	0,140	0,46	0,380'	0,03	0,540	1,0'
13	1694	6,9	36	0,309	0	50	33	152	10'	0,20	0,040'	0,90	0,340'	0,03'	0,110	1,0'
Menor valor	851	6,9	32	0,071	0	44	10	122	10	0,06	0,04	0,07	0,38	0,02	0,11	1,0
Maior valor	1725	7,6	37	0,309	0	352	33	322	19	0,20	0,17	0,90	0,38	0,07	0,54	1,0
Média	1364	7,3	34	0,180	0	129	12	174	12	0,10	0,082	0,30	0,373	0,03	0,318	1,0
DP	387	0,2	2	0,092	0	115	11	74	4	0,05	0,059	0,33	0,016	0,02	0,213	0,0
CV	28%	3%	7%	51%	0%	89%	89%	42%	32%	52%	72%	110%	4%	61%	67%	0%
Padrão FEEMA	-	5-9	40	2	1,0	30	30	250	20	0,20	0,500	1,00	0,500	0,10	1,000	1,0
Padrão CONAMA ¹	-	5-9	40	-	1,0	-	-	50	50	0,50	1,000	5,00	0,500	0,20	2,000	1,0
Padrão CONAMA ²	-	6-9	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,013	5,00	0,033	0,01	0,025	0,3

Os dados assinalados com * correspondem a medições próximas ao limite de detecção da técnica utilizada.

¹ Valores apresentados na Resolução nº 357/2005 para o lançamento de efluentes líquidos.

² Valores apresentados na Resolução nº 357/2005 para corpos d'água Classe III.

³ Para resultados de DBO maiores que 30 mg.L⁻¹ a redução deve ser superior a 90% (FEEMA, 1991).

Os resultados para os parâmetros analisados demonstraram que o efluente esteve enquadrado nos limites para emissão estabelecidos por FEEMA (1991) e CONAMA (2005) no período entre janeiro de 2004 (amostra 07) e maio de 2005 (amostra 13). Excetuam-se dessa afirmação os dados correspondentes aos Resíduos Não Filtráveis Totais (RNFT) que mantiveram-se sempre acima dos padrões estabelecidos por FEEMA (1991)

Observa-se que os valores de pH e temperatura apresentaram variações de pouca magnitude, respectivamente 3% e 7%, diferente dos demais parâmetros que apresentaram variações superiores a 25%. Os dados apresentados referem-se às amostras analisadas no Laboratório Ambiental da TRIBEL S/A.

A maior parte dos resultados obtidos obedeceu aos padrões de emissão, embora apresentem variabilidade significativa. Diversos resultados estiveram próximos ao limite de

detecção, o que impossibilita a utilização da informação com precisão, uma vez que a proximidade do resultado obtido e do limite de detecção da técnica torna qualquer tipo de conclusão baseada em tais resultados dependente de uma interpretação cuidadosa.

Destacam-se, entre os parâmetros analisados, as elevadas concentrações dos metais Cobre (Cu) e Níquel (Ni), os quais foram detectados acima dos valores apresentados na Resolução CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005) como valores mínimos para a proteção de comunidades aquáticas.

Em complemento às análises apresentadas, durante a execução dos ensaios de toxicidade foram realizadas medidas de pH, condutividade, Oxigênio Dissolvido e Salinidade. Tais parâmetros são fundamentais para a caracterização de uma amostra pois apresentam influência direta e decisiva na sobrevivência dos organismos aquáticos. O resultado dessa caracterização é apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 – Caracterização física e química realizada durante os ensaios de toxicidade com amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, para amostras coletadas entre novembro de 2002 e maio de 2005.

Amostra	pH	Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Condutividade elétrica (uS.cm ⁻¹)	Salinidade (‰)	Cloreto (mg.L ⁻¹)
1	7,8	7,1	39298	22,4	8000
2	8,5	7,1	41700	23,8	8500
3	8,0	6,6	39680	22,6	9900
4	7,9	8,0	35520	20,2	7600
5	7,5	5,6	44912	25,6	9100
6	8,1	5,2	49647	22,3	8200
7	8,3	5,5	8575	3,9	-
8	6,9	6,5	20000	9,0	5100
9	8,2	6,0	25219	11,3	4100
10	8,1	6,0	27859	12,5	4000
11	8,1	7,0	31484	14,2	7600
12	8,4	5,9	59000	26,6	8200
13	9,0	3,2	32364	18,4	6780
Menor valor	6,9	3,2	8575	3,9	4000
Maior valor	9,0	8,0	59000	26,6	9900
Média	8,1	6,1	35020	17,9	7257
DP	0,5	1,2	13114	7,1	1906
CV	6%	19%	37%	39%	26%

Os valores de pH, entre 6,9 e 9,0 unidades de pH, situaram-se na faixa de tolerância fisiológica ideal para a preservação dos organismos aquáticos. CONAMA (2005) estabelece que os efluentes não poderão conferir características aos corpos receptores que alterem seu pH para valores inferiores a 6,0 unidades ou superiores a 9,0 unidades de pH, sendo tal condição definida como intervalo de tolerância fisiológica aos organismos aquáticos.

A mesma consideração pode ser feita para as medidas de Oxigênio dissolvido, excetuando-se a amostra 13. Todos os valores obtidos estiveram dentro da faixa de tolerância

para os principais organismos aquáticos, entre 5,0 e 9,0 mg.L⁻¹, sendo a mesma estabelecida por CONAMA (2005).

A maior variação entre os parâmetros analisados foi obtida para a Condutividade e Salinidade, respectivamente 37% e 39%. Embora não estejam sujeitos ao controle da legislação, os valores encontrados situam-se muitas vezes acima das médias e dos padrões estabelecidos para águas doces. Os corpos d'água são considerados como de águas doces em Salinidades de até 0,5‰, valor cerca de 36 vezes menor que o valor médio obtido de 17,9‰ para as amostras de efluente. Considera-se o mesmo para a Condutividade, a qual SCHAEFFER (1985) estima como valores médios para águas doces brasileiras entre 5 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e 300 $\mu\text{S.cm}^{-1}$.

A Figura 12 representa graficamente a variação dos valores de pH, Oxigênio dissolvido, cloreto, condutividade e salinidade para as amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, submetidas aos ensaios de toxicidade no período de novembro de 2002 a maio de 2005.

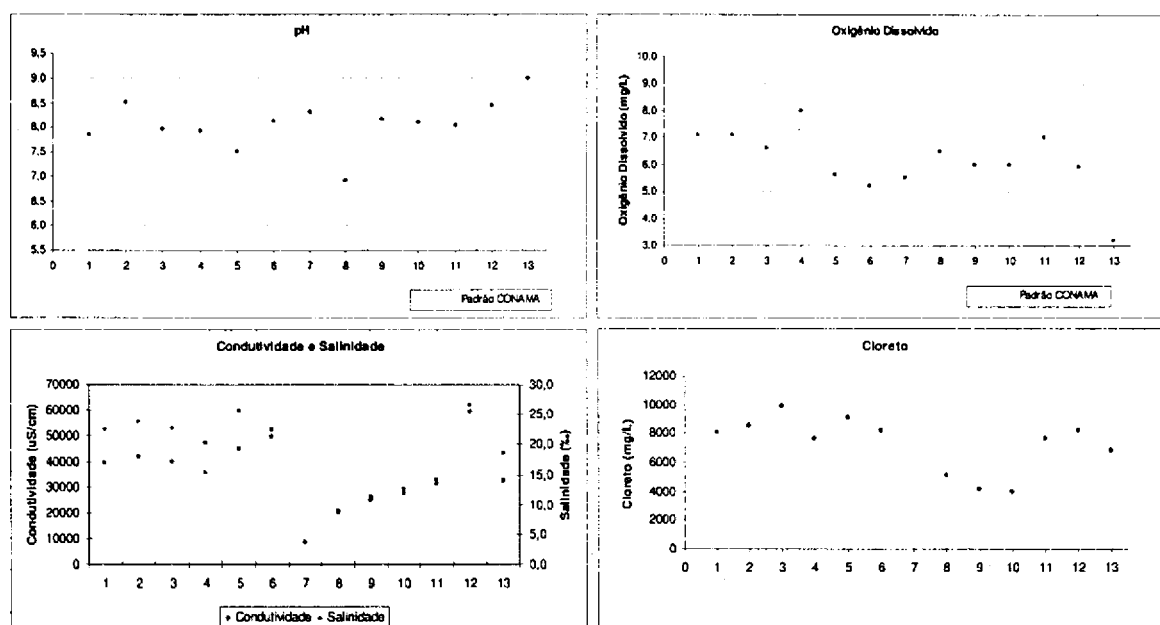


Figura 12 – Variação dos valores de pH, Oxigênio dissolvido, cloreto, condutividade e salinidade nas amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, submetidas aos ensaios de toxicidade no período de novembro de 2002 a maio de 2005.

6.1.1.1 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

6.1.1.1.1 COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO LINEAR DE PEARSON

A análise do coeficiente de correlação de Pearson não apresentou resultados significativos para os conjuntos de dados analisados, salvo em casos esperados como a correlação Condutividade e Salinidade.

Para os demais parâmetros em que houve correlação, não foram encontradas justificativas técnicas para os resultados obtidos. As Figuras 13 e 14 apresentam os resultados das correlações através de matrizes gráficas. Os gráficos em verde representam as correlações positivas e significativas.

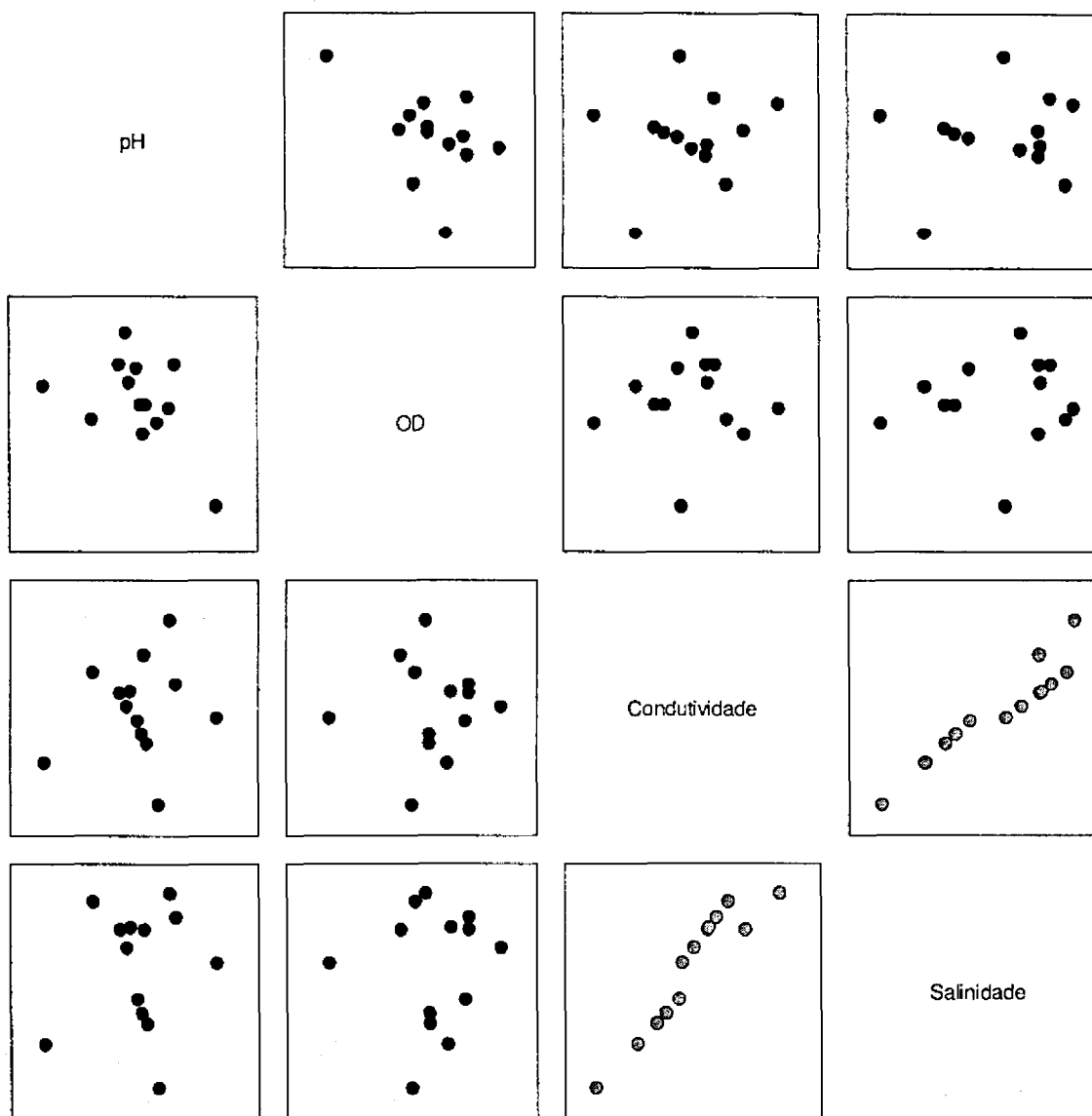


Figura 13 – Matriz de correlação dos parâmetros pH, Oxigênio dissolvido, condutividade e salinidade para as amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo no período de novembro de 2002 a maio de 2005. Os gráficos apresentadas em verde correspondem às correlações positivas e significativas, para as quais foi observada relação de linearidade entre os parâmetros.

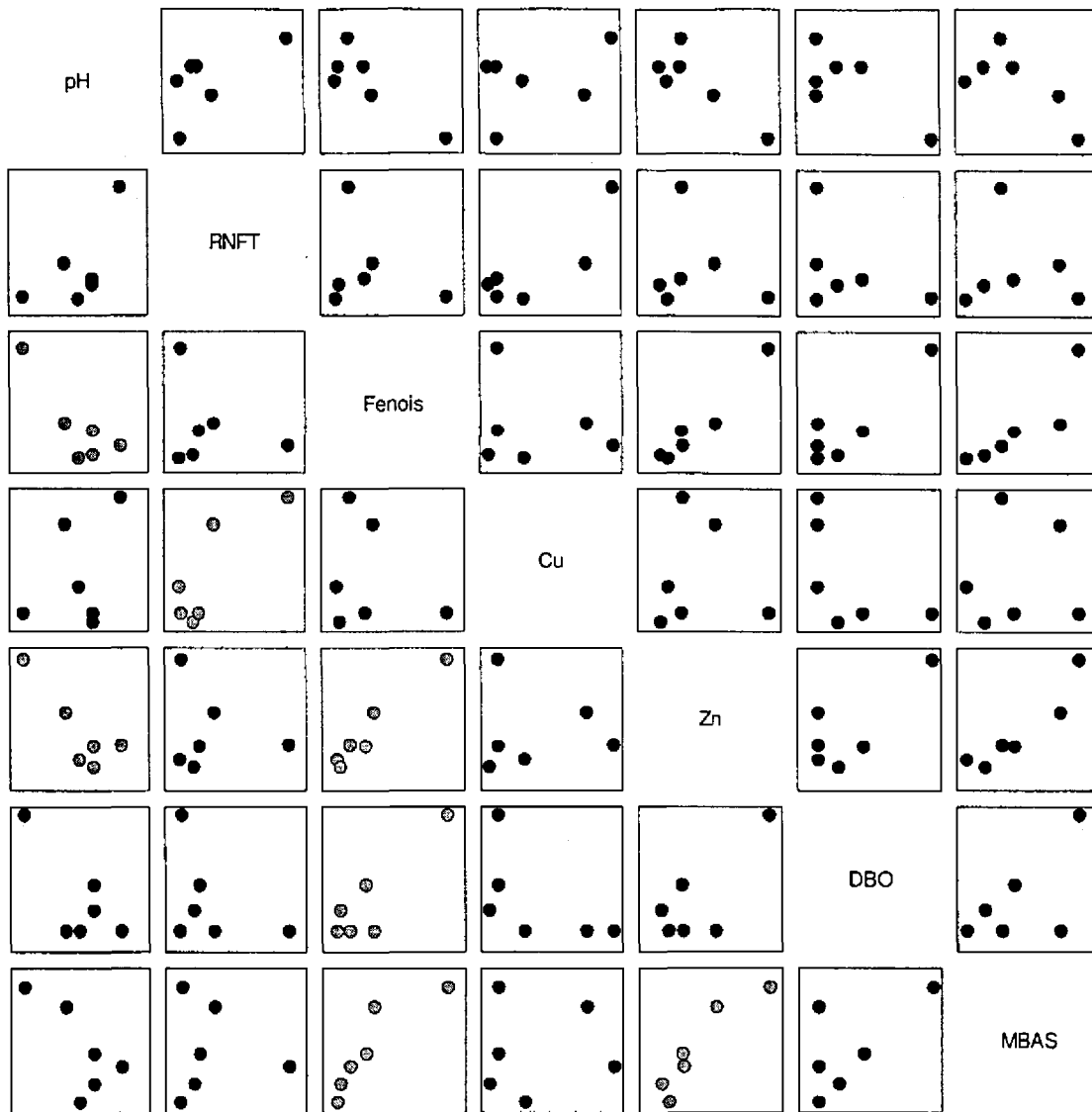


Figura 14 – Matriz de correlação dos parâmetros pH, RNFT, Fenóis, Cu, Zn, DBO e MBAS para as amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo no período de novembro de 2002 a maio de 2005. Os gráficos apresentadas em verde correspondem às correlações positivas e significativas, para as quais foi observada relação de linearidade entre os parâmetros.

6.1.2 CARACTERIZAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

6.1.2.1 ENSAIOS DE TOXICIDADE

6.1.2.1.1 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA

6.1.2.1.1.1 *Daphnia similis*

Os resultados dos 13 ensaios de toxicidade aguda para *D. similis* são apresentados na Tabela 13. O resultado médio da toxicidade para o efluente analisado foi de 16,15% com coeficiente de variação de 85%. O maior CE50;48h obtido foi igual a 47,32% e o menor foi 1,82%.

Tabela 13 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de novembro de 2002 a maio de 2005.

Amostra	CE50;48H (%)	Intervalo de confiança	
1	9,35	7,56	11,56
2	28,18	22,52	35,28
3	18,8	15,48	22,84
4	1,82	1,35	2,47
5	8,28	6,24	10,97
6	8,05	6,74	9,61
7	47,32	37,67	59,43
8	7,69	6,26	9,43
9	21,05	17,88	24,81
10	36,5	29,86	44,61
11	10,6	9,7	11,6
12	4,64	4,01	5,38
13	7,7	6,8	8,71
Menor valor	1,82	-	-
Maior valor	47,32	-	-
Média	16,15	-	-
DP	13,68	-	-
CV	85%	-	-

Das 13 amostras analisadas, a menor toxicidade foi observada na amostra sete, de menor salinidade, com CE50 igual a 47,32%, sendo os maiores efeitos observados na amostra quatro com CE50 de 1,82%. Embora os resultados apresentem variação de 85%, a facilidade na execução do ensaio e a elevada sensibilidade da espécie ao efluente foram determinantes na escolha de *D. similis* como espécie padrão nesse trabalho.

Destaca-se que, durante a leitura final dos ensaios de toxicidade, foi observado um crescimento corporal de *D. similis* acima do esperado, a partir da comparação com o grupo controle, para os organismos sobreviventes nas soluções menos concentradas. Estima-se que esse efeito seja atribuído a um *input* de bactérias, que se tornaram fonte de alimento, provenientes do efluente que favoreceu o desenvolvimento dos organismos.

Durante o período experimental, foram realizados ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para a substância de referência dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e todos os resultados obtidos estiveram dentro do intervalo definido na carta-controle de sensibilidade.

6.1.2.1.1.2 *Ceriodaphnia dubia*

O resultado médio para os ensaios de toxicidade aguda com *C. dubia* foi $CE50_{\text{médio}} = 10,51\%$ (CV 82%), conforme apresentado na Tabela 14. Os dados obtidos referem-se as primeiras 48 horas dos experimentos de toxicidade crônica.

Tabela 14 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *C. dubia* para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de março de 2003 a março de 2004.

Amostra	CE50;48H (%)	Intervalo de confiança	
4	3,16	-	-
5	6,26	4,62	8,55
6	7,69	5,75	10,3
7	25,30	-	-
8	10,12	-	-
Menor valor	3,16	-	-
Maior valor	25,30	-	-
Média	10,51	-	-
DP	8,64	-	-
CV	82%	-	-

Os resultados aqui apresentados assemelham-se aos obtidos nos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis*. Os maiores efeitos tóxicos foram observados para a amostra quatro, sendo o efeito mais brando observado na amostra sete com CE50 igual a 3,16% e 25,30%, respectivamente.

Embora tenham sido observados os efeitos mais severos nos ensaios de toxicidade aguda para *C. dubia*, optou-se pela adoção de *D. similis* como espécie padrão nesse trabalho devido à padronização da espécie para ensaios de toxicidade aguda segundo ABNT (2005).

Durante o período experimental, foram realizados ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para a substância de referência dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e todos os resultados obtidos estiveram dentro do intervalo definido na carta-controle de sensibilidade.

6.1.2.1.1.3 *Danio rerio*

Os resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. rerio* para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de março de 2003 a março de 2004 são apresentados na Tabela 15.

Embora apresente o menor coeficiente de variação entre as espécies estudadas (27%), *D. rerio* não apresentou elevada sensibilidade aos compostos do efluente, quando comparado com os resultados para outras espécies.

Tabela 15 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. rerio* para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de março de 2003 a março de 2004.

Amostra	CE50;48H (%)
4	35,93
7	44,54
8	50
9	30,78
10	50
11	50
12	35,36
13	70,71
Menor valor	30,78
Maior valor	70,71
Média	45,91
DP	12,58
CV	27%

O resultado médio apresentado foi de 45,91% indica que o sistema biológico *D. rerio* foi o mais resistente aos efeitos do efluente em nível agudo. O coeficiente de variação (85%) indicou variabilidade de efeitos semelhante aos demais organismos, como *D. similis* e *C. dubia*. Não foi possível calcular o intervalo de confiança para os resultados devido à metodologia adotada na realização dos ensaios. A metodologia interna da TRIBEL adota a diluição de 50% como maior concentração-teste, restringindo o uso de métodos estatísticos como Probitos ou Spearman-Kärber na avaliação.

Isso se deve ao propósito dos ensaios realizados pela empresa que tem por objetivo o atendimento à legislação estadual, a qual impõe como padrão de emissão 2 UT, ou seja, a não observação de efeitos em concentrações superiores à 50%.

Durante o período experimental, foram realizados ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para a substância de referência dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e todos os resultados obtidos estiveram dentro do intervalo definido na carta-controle de sensibilidade.

6.1.2.1.2 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA

6.1.2.1.2.1 *Selenastrum capricornutum*

De acordo com a recomendação de USEPA (2002a), o resultado dos ensaios de toxicidade com *S. capricornutum* foi expresso em CI50;96h. A CI(p) é recomendada por GROTHE *et al.* (1996) como uma importante ferramenta para análise de resultados pois,

diferente de formas definidas de expressão como CEO e CENO, as estimativas pontuais apresentam um resultado que pode ser trabalhado estatisticamente, além de serem aplicáveis a qualquer tipo de resultado.

Os resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *S. capricornutum* para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de janeiro de 2004 a maio de 2005 são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16 – Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *S. capricornutum* para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de janeiro de 2004 a maio de 2005.

Amostra	CI50;96H (%)	Intervalo de confiança	
7	27,57	25,5	29,0
8	13,89	11,3	17,9
9	17,19	11,1	19,6
10	4,45	4,01	4,78
12	22,32	18,7	27,9
13	16,5	14,1	18,3
Menor valor	4,45	-	-
Maior valor	27,57	-	-
Média	16,99	-	-
DP	7,84	-	-
CV	46%	-	-

O coeficiente de variação obtido (46%) foi inferior ao de *D. similis* e *C. dubia*, embora superior ao de *D. rerio*. As concentrações de inibição do crescimento à 50% da população (CI50) apresentem uma variação de 4,45% a 27,57%, com CI50_{médio} igual a 16,99%.

Durante o período experimental, foram realizados ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para a substância de referência dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e todos os resultados obtidos estiveram dentro do intervalo definido na carta-controle de sensibilidade.

6.1.2.1.2.2 *Ceriodaphnia dubia*

Como "end-point" foi adotada a Concentração de Inibição da Reprodução, de acordo com USEPA (2002). A concentração média de inibição da reprodução foi 3,68% com coeficiente de variação de 76%.

Os resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *C. dubia* para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de março de 2003 a março de 2004 são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 – Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *C. dubia* para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, no período de março de 2003 a março de 2004.

Amostra	CI50;7d (%)	IC	CENO (%)	CEO (%)
4	1,00	0,90	1,00	0,40
5	3,87	3,30	4,00	1,60
7	7,48	5,80	9,30	6,40
8	2,36	2,00	3,30	1,02
Menor valor	1,00	-	-	0,40
Maior valor	7,48	-	-	6,40
Média	3,68	-	-	2,36
DP	2,79	-	-	2,74
CV	76%	-	-	116%

Os efeitos observados nos ensaios de toxicidade crônica com *C. dubia* foram os mais severos entre todos os ensaios. A inibição da reprodução foi um efeito observado em todas as réplicas expostas ao efluente.

Entre os ensaios realizados, observou-se maior toxicidade para a amostra 4, cujo CI50 calculado foi igual a 1,00%, resultado semelhante ao ensaio de toxicidade aguda com *D. similis* (1,82%) e do ensaios de toxicidade aguda com *C. dubia* (3,16%). A amostra de menor toxicidade foi a amostra 7 (CI50;96h = 7,48%), a de menor salinidade.

Durante o período experimental, foram realizados ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para a substância de referência dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e todos os resultados obtidos estiveram dentro do intervalo definido na carta-controle de sensibilidade.

6.1.2.2 AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE – AIT

6.1.2.2.1 FASE I – CARACTERIZAÇÃO DA TOXICIDADE

O primeiro experimento de AIT, conduzido com a amostra 6, não apresentou redução da toxicidade para nenhum dos tratamentos sugeridos por USEPA (1993a) nos ensaios de toxicidade aguda com *C. dubia*. Foi observada letalidade total em todas as frações e concentrações testadas.

Diante dos resultados obtidos e tendo em vista as recomendações do autor para amostras com elevada condutividade, optou-se pela introdução do tratamento por resinas de troca iônica.

Esse novo tratamento buscou a eliminação dos principais íons da amostra, identificados como a mais provável fonte de toxicidade. Nesse novo procedimento de AIT foram desenvolvidas as manipulações de aeração, ajuste de pH, filtração, adição de EDTA e tiosulfato de sódio. Os tratamentos de extração de fase sólida por colunas de C_{18} e de

gradação de pH não foram realizados por se tratarem de manipulações extremamente complexas e sem eficiência comprovada para o tipo de efluente.

Os resultados dos procedimentos de avaliação e identificação da toxicidade (AIT) com *D. similis* para a amostra 8 de efluente são apresentados na Figura 15. As colunas indicam o percentual de sobrevivência para as frações em que se observou redução na toxicidade, sendo as demais frações não representadas.

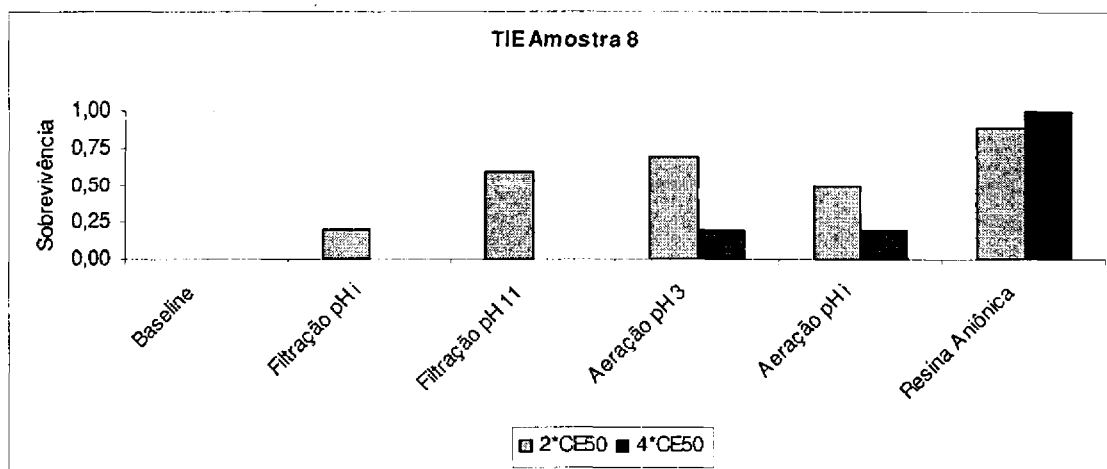


Figura 15 – Resultados dos procedimentos de avaliação e identificação da toxicidade (AIT) com *D. similis* para a amostra 8 de efluente, coletada em março de 2004. As colunas indicam o percentual de sobrevivência para as frações em que se observou redução na toxicidade.

Os resultados obtidos nesse experimento indicam toxicidade aditiva ocasionada por sólidos suspensos, sulfeto e íons, respectivamente para os tratamentos de Filtração pH i, Filtração pH 11, Aeração pH 3 e Aeração pH i. Destaca-se a redução acentuada da toxicidade para o tratamento de troca iônica com resina aniônica, responsável pela retenção de ânions livres.

Os resultados obtidos no experimento com a amostra 8 demonstraram a influência dos ânions dissolvidos na toxicidade total da amostra. O aprofundamento da caracterização dos íons do efluente foi incrementado com a adoção do tratamento por uma coluna de troca iônica mista, constituída por uma seqüência das colunas catiônica e aniônica. Os resultados dos procedimentos de avaliação e identificação da toxicidade (AIT) com *D. similis* para a amostra 13 de efluente são apresentados na Figura 16.

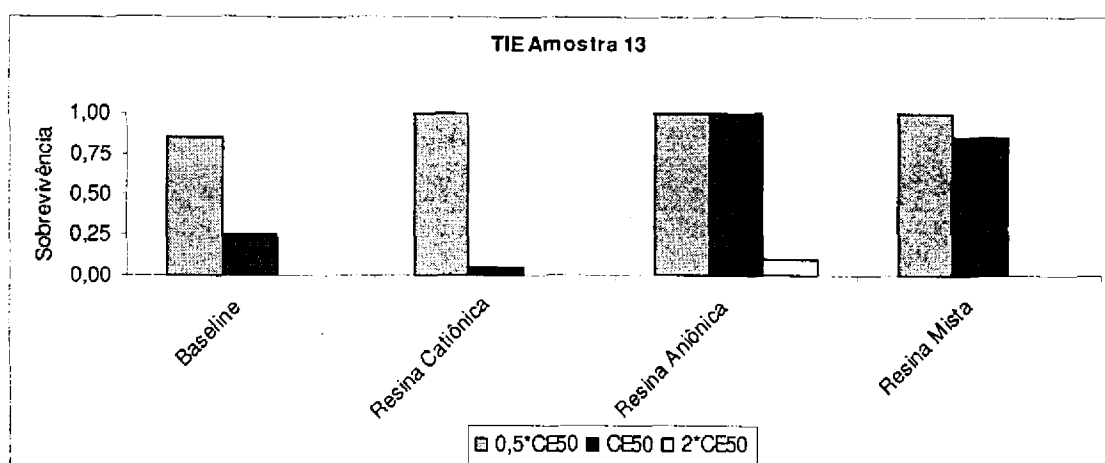


Figura 16 – Resultados dos procedimentos de avaliação e identificação da toxicidade (AIT) com *D. similis* para a amostra 13 de efluente, coletada em maio de 2005. As colunas indicam o percentual de sobrevivência para as frações em que se observou redução na toxicidade.

Para essa amostra destacaram-se os tratamentos em que se empregou a troca iônica como método para retenção de compostos tóxicos. Nenhum dos tratamentos empregados resultou em redução da toxicidade para *D. similis*, sendo observada maior eficiência no tratamento por troca iônica. Nessa fração foi observada elevação da sobrevivência da concentração equivalente ao CE50 de 25% para 100% dos indivíduos.

6.1.2.2.2 FASE II – IDENTIFICAÇÃO DO AGENTE TÓXICO

A partir dos resultados obtidos foi possível identificar a contribuição significativa dos íons dissolvidos, notadamente os ânions, na toxicidade das amostras, o que proporcionou a investigação focada nesse grupo de compostos na Fase II do AIT.

Frente a esse cenário, procedeu-se com a investigação dos ânions de interesse, notadamente o íon Cloreto que apresentou o maior coeficiente de correlação com a salinidade do efluente. A Tabela 12 apresentou os resultados do íon para as amostras, sendo a correlação entre a salinidade e a concentração de cloreto apresentada na Figura 17.

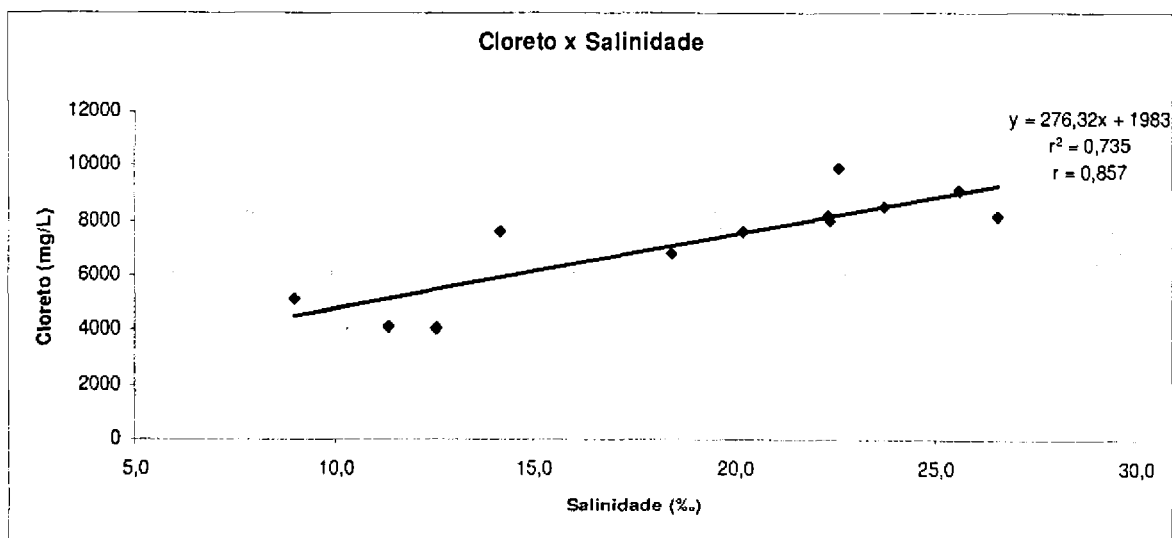


Figura 17 – Correlação linear entre os resultados das análises de cloreto e salinidade para as amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, coletadas entre outubro de 2003 e maio de 2005.

A Figura 18 apresenta os resultados da análise da concentração do íon cloreto e a sensibilidade para *D. similis*, *C. dubia*, *D. rerio* e *S. capricornutum*, obtidas em laboratório para com base na equivalência ao NaCl.

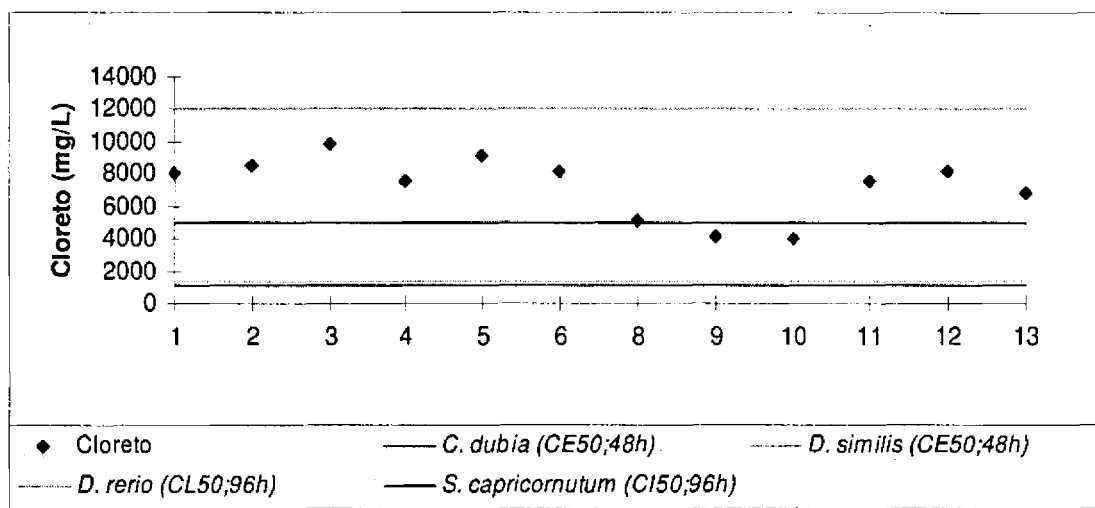


Figura 18 – Concentração do íon cloreto nas amostras de efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, e comparação com os resultados de sensibilidade ao íon cloreto, sob forma de NaCl, para *D. similis*, *C. dubia*, *D. rerio* e *S. capricornutum*.

A partir dos resultados apresentados, observa-se que todas as amostras apresentaram concentrações de cloreto superiores aos valores de CE50 obtidos experimentalmente para *D. similis* e *C. dubia*. Para *S. capricornutum* somente as amostras 9 e 10 apresentaram concentração do íon abaixo do valor de CI50 obtido experimentalmente para a espécie, e nenhuma das amostras apresentou concentração letal do íon para *D. rerio*.

A comparação da concentração do íon cloreto, correspondente a cerca de 90% da salinidade em águas naturais, com a salinidade total das amostras indica que o íon é um de seus principais contribuintes. O detalhamento da composição dos íons para a amostra 13 foi realizado através da análise da concentração de sulfato e sódio. A contribuição do íon cloreto para a salinidade total das amostras e a contribuição dos íons cloreto, sulfato e sódio na salinidade da amostra 13 são apresentados na Figura 19.

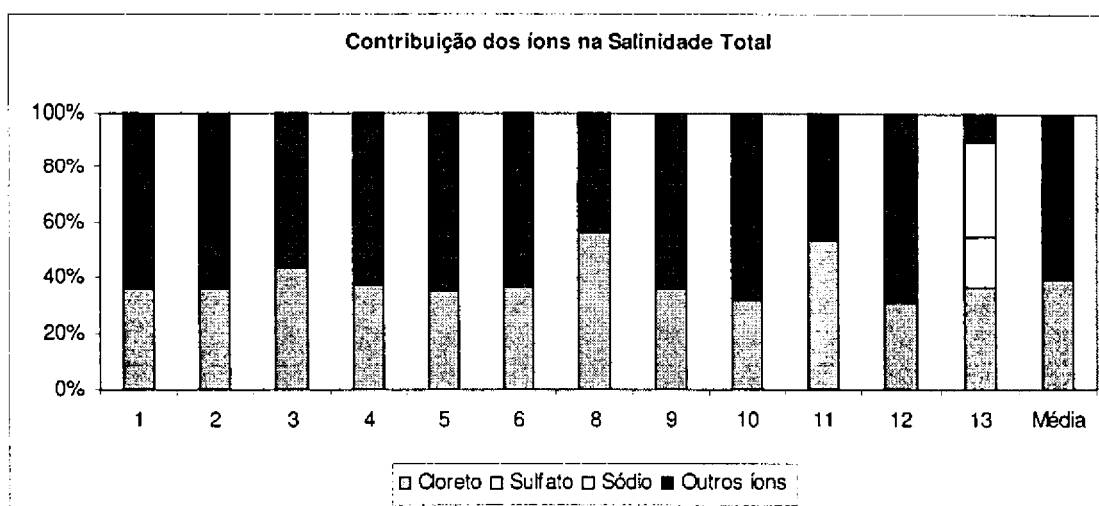


Figura 19 – Contribuição percentual do íon cloreto para a salinidade total das amostras e a contribuição dos íons cloreto, sulfato e sódio na salinidade da amostra 13 do efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ.

6.1.2.2.3 FASE III – CONFIRMAÇÃO DO AGENTE TÓXICO

De acordo com USEPA (1993b), um dos métodos para a confirmação do agente tóxico baseia-se na comparação da sensibilidade relativa da espécie mais sensível ao efluente frente a concentrações conhecidas do composto suspeito e na correlação com a toxicidade apresentada.

A confirmação da salinidade, representada principalmente pelo íon Cloreto, como principal agente tóxico na mistura baseou-se na comparação das curvas concentração-resposta para *D. similis* entre as concentrações calculadas do íon no efluente e nas concentrações utilizadas para o teste de sensibilidade com a substância de referência NaCl. A Figura 20 apresenta essa comparação para a amostra 13.

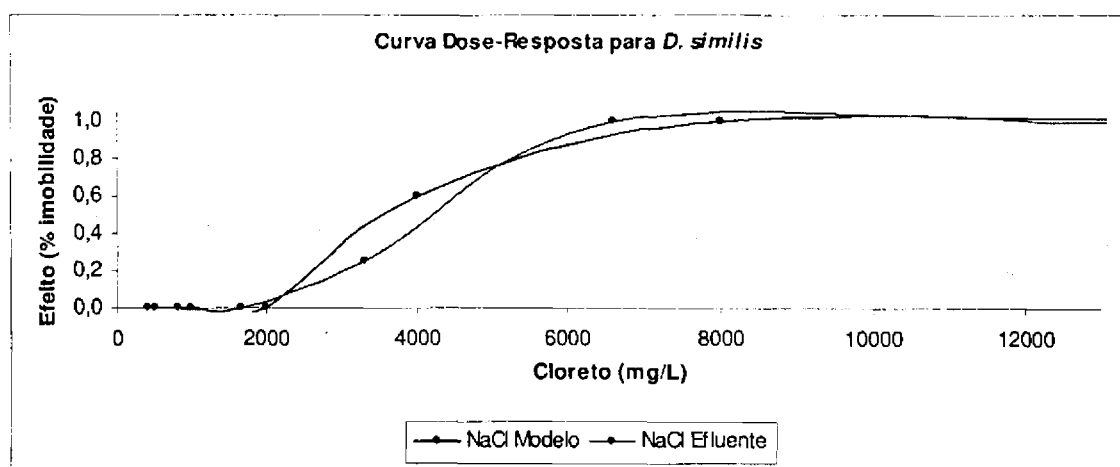


Figura 20 – Curvas concentração-resposta para a concentração do íon cloreto nos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para a amostra 13 de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo (NaCl Efluente) e a concentração do íon nos ensaios de toxicidade aguda com a substância de referência cloreto de sódio (NaCl Modelo), baseado nos resultados das primeiras 24 horas dos ensaios de toxicidade.

Observa-se que as curvas que representam os efeitos observados nos ensaios com a amostra 13 do efluente e com a substância NaCl apresentam comportamento semelhante, mesma inclinação e pequenos desvios. A representação gráfica dos resultados permite ainda a observação de efeitos mais severos para os organismos expostos à solução de NaCl até concentrações de aproximadamente 5.000 mg.L^{-1} , momento em que o efluente passou a apresentar maior toxicidade.

A análise de correlação linear entre o Logaritmo do valor de $CE_{50;24H}$ para *D. similis* e o logaritmo da concentração de Cloreto corrobora a correlação anteriormente apresentada e demonstrou forte relação de linearidade entre os parâmetros, com $r = 0,930$ (Figura 21).

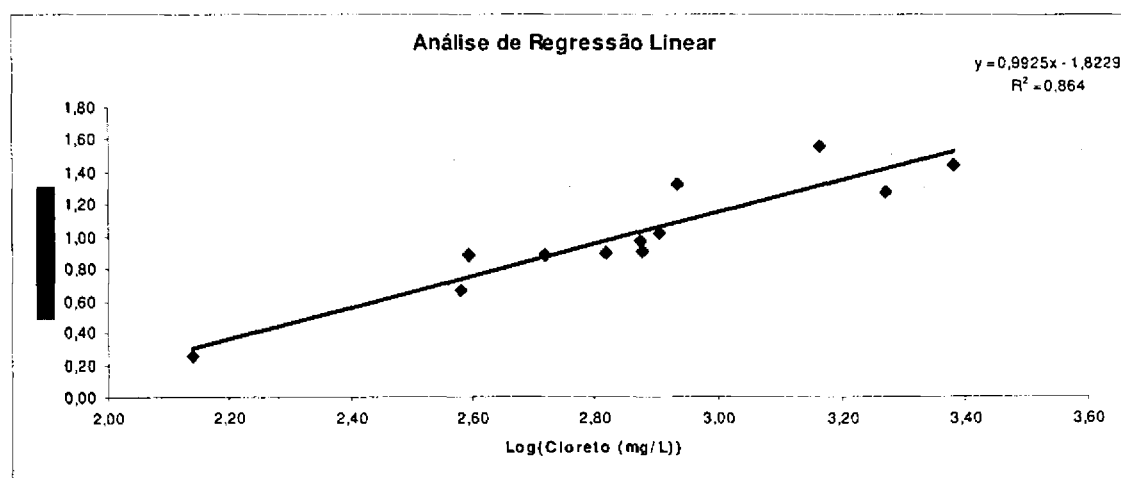


Figura 21 – Correlação linear entre os resultados das primeiras 24 horas dos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* e a concentração do íon cloreto, após aplicação de transformações logarítmicas, para os resultados das amostras de efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, RJ, coletadas entre outubro de 2003 e maio de 2005.

Embora os efeitos apresentados nas primeiras 24 horas de experimento sejam mais severos nos ensaios referentes ao modelo baseado em NaCl do que ao efluente, os resultados de 48 horas indicam efeitos mais significativos para as amostras de efluente. Tal afirmativa é apresentada na Figura 22, a qual apresenta as curvas dose-resposta para os resultados obtidos nos ensaios e para os efeitos previstos a partir da aplicação do modelo de regressão não-linear.

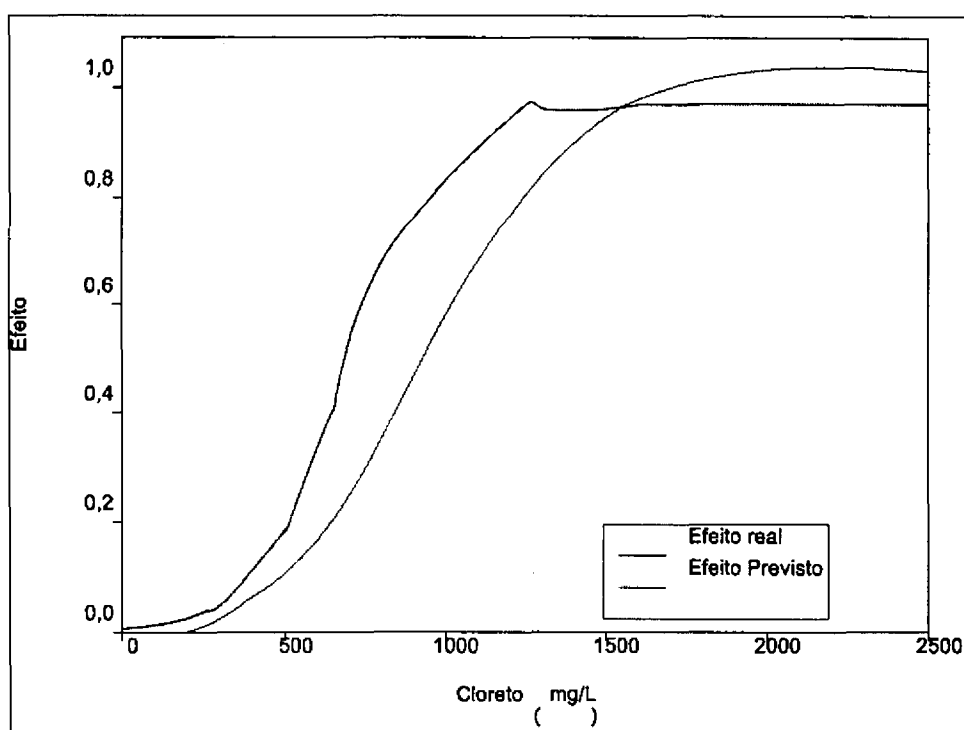


Figura 22 – Curvas dose-resposta para os efeitos reais observados nos ensaios e os efeitos previstos, estimados à partir da aplicação do modelo de regressão não-linear.

A aplicação do modelo previu efeitos mais brandos do que os observados, indicando contribuição desse agente tóxico na toxicidade, além da contribuição de efeitos aditivos causado por metais, fenóis e sulfeto. Tais compostos foram detectados em níveis suficientes para causarem os efeitos aditivos observados, conforme apresentado posteriormente.

6.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E ECOTOXICOLÓGICA DAS ÁGUAS DO RIO SARAPUÍ, SUB-BACIA DO RIO IGUAÇU, BACIA DA BAIA DA GUANABARA, RJ

6.2.1 CLIMATOLOGIA

6.2.1.1 PRECIPITAÇÃO

O volume acumulado de precipitação na Estação Meteorológica de Belford Roxo (INMET/RJ) é apresentado na Figura 23.

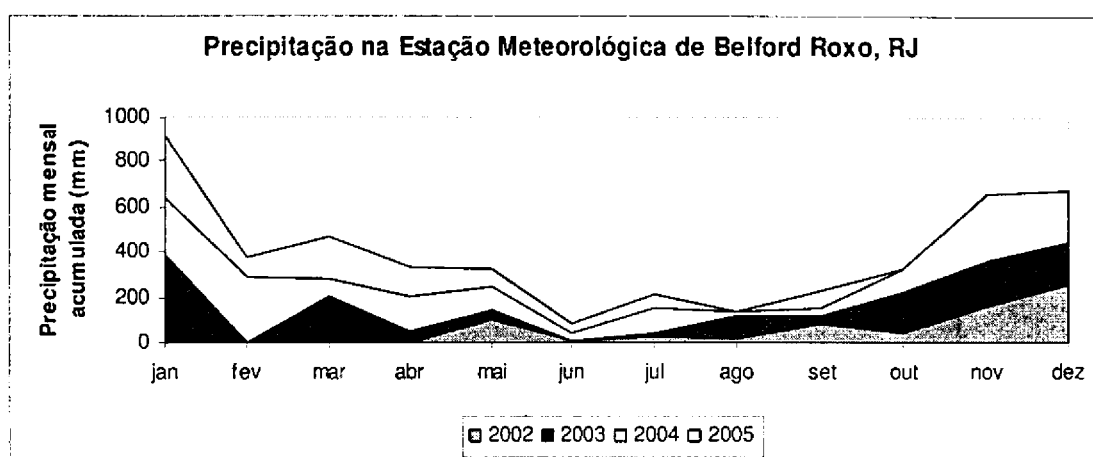


Figura 23 – Precipitação acumulada na estação meteorológica de Belford Roxo, RJ, no período de abril de 2002 a outubro de 2005.

A comparação entre a precipitação acumulada para o período de abril de 2002 a outubro de 2005 e os dados históricos indica um período de normalidade, com poucas variações em relação às médias históricas (Figura 24).

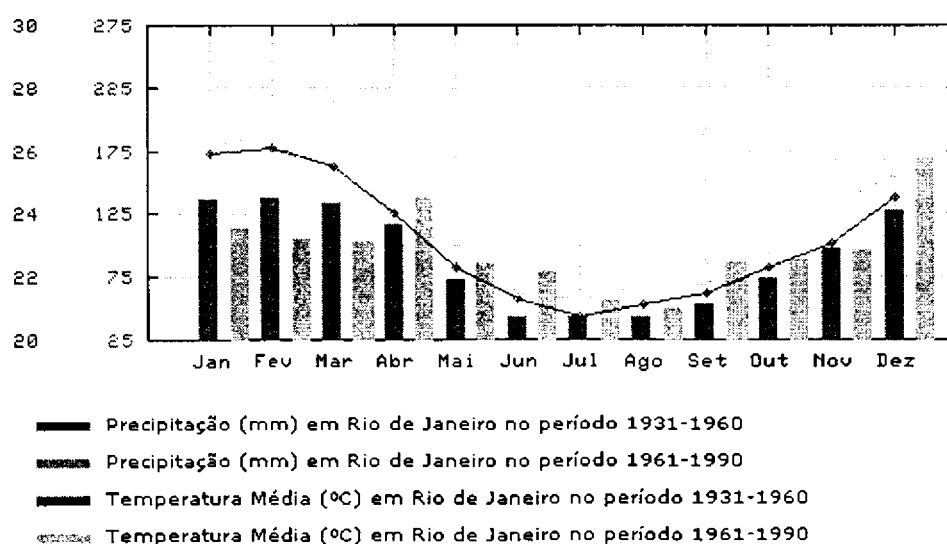


Figura 24 – Dados históricos de precipitação média mensal para a região metropolitana do Rio de Janeiro (Fonte: INMET).

Em nenhum dos dias de amostragem foi registrada precipitação. As informações obtidas junto ao INMET confirmaram que somente para o período da primeira campanha foi registrada chuva nos dias antecedentes à amostragem, sendo que para as duas últimas a coleta foi realizada em um período de, pelo menos, 4 dias sem chuvas.

6.2.1.2 VAZÃO

Os dados de vazão utilizados nesse trabalho foram fornecidos por técnicos da FEEMA, em comunicação pessoal (BULUS, 2004). Foram considerados dois períodos distintos em função dos dados pluviométricos.

Para o período de chuvas foi adotado o valor de vazão média mensal de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e para o período de seca $3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

6.2.2 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

As amostras de água coletadas no Rio Sarapuí apresentaram características que se mantiveram nas três campanhas de coleta. A cor e odor foram parâmetros analisados em todas as amostras e se mantiveram constantes ao longo do período de trabalho. As características gerais das amostras incluem a presença e tamanho das partículas de sólidos suspensos, presença de invertebrados aquáticos e qualquer outra informação que se julgou ser relevante (Tabela 18).

Tabela 18 – Caracterização das amostras de água do Rio Sarapuí coletadas entre março de 2004 e maio de 2005.

Ponto de amostragem	Cor	Odor	Organismos aquáticos	Sólidos Suspensos
Montante	Cinza escuro	Ovo podre (intenso)	Ausente	Elevada quantidade / partículas grandes
Mistura	Cinza/Marrom	Ovo podre (suave)	Ausente	Elevada quantidade / flocos de lodos / partículas médias
Jusante	Marrom/Castanho	Ausente	Ausente	Baixa quantidade / partículas pequenas ou ausentes

O resultado das análises de pH, Oxigênio dissolvido, condutividade e salinidade para as amostras coletadas no rio Sarapuí é apresentado na Tabela 19.

Tabela 19 – Parâmetros físicos e químicos analisados nas três campanhas de coleta de amostra no Rio Sarapuí, RJ.

Ponto de Amostragem	Campanha	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Condutividade (µS.cm ⁻¹)	Salinidade (%)
Montante (- 650 m)	Mar/2004	6,93	4,60	475	0,21
	Ago/2004	7,91	6,30	508	0,23
	Mai/2005	7,00	4,55	450	0,25
	Menor valor	6,93	4,55	450	0,21
	Maior valor	7,91	6,30	508	0,25
	Média	7,28	5,15	478	0,23
	DP	0,55	1,00	29	0,02
	CV	7,51%	19,34%	6,09%	8,70%
Descarte (0 m)	Mar/2004	7,71	6,98	935	0,42
	Ago/2004	7,54	6,26	2690	1,21
	Mai/2005	7,31	9,10	5370	3,01
	Menor valor	7,31	6,26	935	0,42
	Maior valor	7,71	9,10	5370	3,01
	Média	7,52	7,45	2998	1,55
	DP	0,20	1,48	2234	1,33
	CV	2,67%	19,83%	74,49%	85,82%
Jusante (+ 500 m)	Mar/2004	7,28	4,30	652	0,29
	Ago/2004	8,10	5,11	956	0,43
	Mai/2005	7,07	3,85	860	0,48
	Menor valor	7,07	3,85	652	0,29
	Maior valor	8,10	5,11	956	0,48
	Média	7,48	4,42	823	0,40
	DP	0,54	0,64	155	0,10
	CV	7,27%	14,45%	18,89%	24,62%

A análise temporal dos dados permite observar a pequena variação nos valores obtidos para as análises de pH. Para os três pontos de coleta foram obtidos valores bastante próximos, gerando coeficientes de variação de 7,51%, 2,67% e 7,27% respectivamente para as amostras coletadas à montante, no ponto de mistura e à jusante.

Embora apresente maior variação em relação ao pH, a concentração de Oxigênio dissolvido medida foi constante, destacando-se o ponto de mistura, o qual apresentou um resultado bastante diferenciado para a última campanha. Apesar de manter pequena variação, a concentração do gás nas águas do rio Sarapuí pode ser considerada como um fator de risco ao desenvolvimento de comunidades aquáticas, uma vez que esteve próxima aos limites considerados como ótimos à preservação da vida aquática para as amostras coletadas à montante e abaixo desse limite para as amostras da jusante.

A maior variabilidade foi observada para os parâmetros condutividade e salinidade, com coeficientes de variação de até 85,82%. Embora seja observada maior variabilidade para esses

dois parâmetros, essa se deve aos diferentes valores observados nas amostras do ponto de mistura.

A contribuição do efluente na qualidade das águas do rio Sarapuí fica evidenciada após a análise espacial dos resultados. Embora o pH seja mantido sem variações significativas após passagem pelo Pólo, os demais parâmetros sofrem influência direta dessa matriz.

Os valores de Oxigênio dissolvido observados nas amostras do ponto de descarte apresentam em média $2,30 \text{ mg.L}^{-1}$ e $3,03 \text{ mg.L}^{-1}$ a mais que os mensurados à montante e à jusante do lançamento, respectivamente. Destaca-se que esse foi o único ponto a apresentar todas as medições dentro da faixa considerada por CONAMA (2005) como ótima ao desenvolvimento de comunidades aquáticas.

A maior influência do efluente pode ser observada nos parâmetros salinidade e condutividade. A Figura 25 apresenta a variação espacial da salinidade na área de estudo no rio Sarapuí.

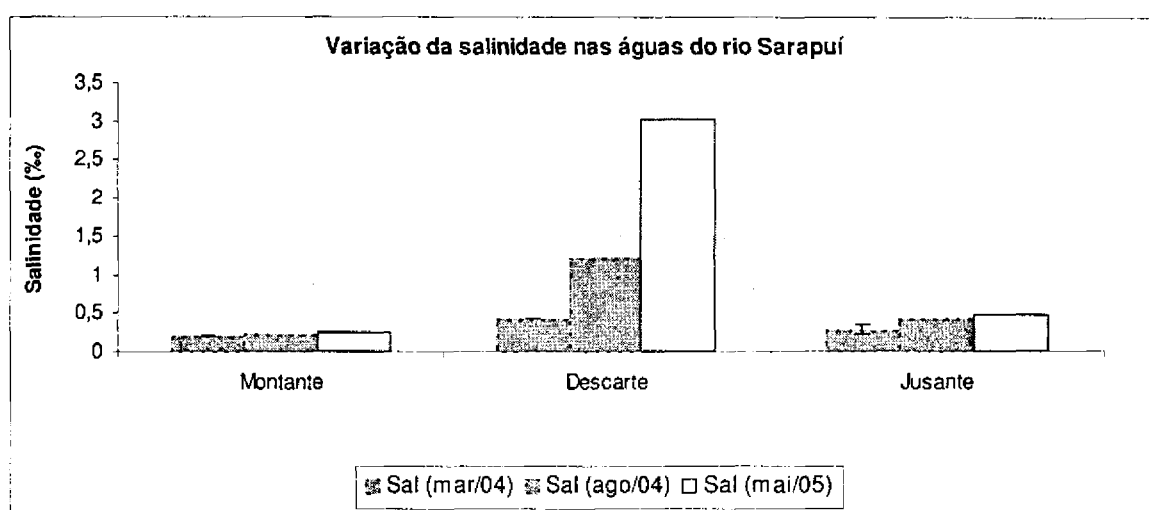


Figura 25 – Variação da salinidade nas águas do rio Sarapuí para as amostras de água superficial coletadas entre março de 2004 e maio de 2005.

A menor variação observada foi na campanha de março de 2004. Essa ocorrência deve-se, provavelmente, ao período de chuvas que antecedeu à coleta. Para as demais campanhas as águas do rio Sarapuí apresentaram aumento significativo na Salinidade durante sua passagem pelo Pólo com reflexos no ponto de coleta à jusante, no qual foi observada Salinidade cerca de duas vezes maior que a mensurada à montante do lançamento.

A análise química detalhada das águas do rio Sarapuí nos três pontos de amostragem, realizada para a campanha de maio de 2005, possibilitou a verificação da real influência do lançamento de efluentes do Pólo através da quantificação de metais, nutrientes e íons. Os resultados são apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 – Concentração de metais, nutrientes, íons e matéria orgânica para as amostras de água superficial do rio Sarapuí coletadas durante a campanha de maio de 2005. Em negrito são apresentados os valores que ultrapassaram os padrões de qualidade para corpos d'água Classe 3 (CONAMA, 2005).

Ponto de Amostragem	Cl	SO ₄	K	Ca	Na	Mg	Mn	P	Fe	Al	B	Ba	Co	Cd	Pb	Cr	Zn	Ni	Cu	DQO	DBO
	(mg.L ⁻¹)																				
Montante	35,9	25,7	4,3	11,0	40,7	3,24	0,007	2,08	<0,01	0,021	<0,02	0,194	<0,05	<0,0001	<0,001	<0,012	0,004	0,007	<0,007	189	52
Mistura	1220	512	13	18,1	745	3,30	0,185	1,95	<0,01	0,055	0,036	0,031	<0,05	<0,0001	<0,001	<0,012	0,345	0,059	<0,007	141	35
Jusante	127,2	79,1	6,0	16,9	69,5	3,27	0,006	2,02	<0,01	0,039	0,020	0,021	<0,05	<0,0001	<0,001	<0,012	0,004	0,006	<0,007	210	40
Padrão CONAMA ¹	250	250	-	-	-	-	0,100	0,10	0,30	0,100	0,500	0,700	0,05	0,0010	0,010	0,050	0,180	0,025	0,009	-	<5,0
Padrão CONAMA ²	250	250	-	-	-	-	0,500	0,15	5,00	0,200	0,750	1,000	0,20	0,0100	0,033	0,050	5,000	0,025	0,013	-	<10

¹. Padrão CONAMA Classes 1 e 2.

². Padrão CONAMA Classe 3.

A partir dos dados apresentados na Tabela 20 observa-se que a maioria dos parâmetros não foi influenciado pelo lançamento de efluentes do Pólo, embora seja perceptível a influência direta na concentração de compostos como cloreto (Cl), sulfato (SO₄), manganês (Mn) e níquel (Ni). Apesar de não sujeitos ao controle, também se percebeu a influência nos parâmetros sódio (Na) e potássio (K).

Os valores apresentados em negrito indicam os parâmetros que ultrapassaram os padrões existentes na legislação para classificação de um corpo d'água como Classe 1, 2 ou 3, com exceção do metal manganês para ponto de descarte que esteve enquadrado na Classe 3.

Quanto à ultrapassagem dos padrões, foram observados dois comportamentos no qual um grupo de parâmetros apresenta-se acima dos padrões em todos os pontos de amostragem (P e DBO) ou somente na amostra do ponto de mistura (Cl, SO₄, Mn e Ni), representando nesse último caso àqueles que sofrem influência direta do efluente.

Na escala espacial, a concentração de Mn e Ni apresentou elevação acima dos padrões somente para o ponto de mistura e, após diluição no corpo receptor voltou ao padrão inicial. A mesma consideração não é válida para os parâmetros Cl e SO₄, os quais apresentaram concentrações elevadíssimas durante a passagem pelo Pólo e posterior aumento em relação ao ponto à montante do lançamento, conforme apresentado na Figura 26.

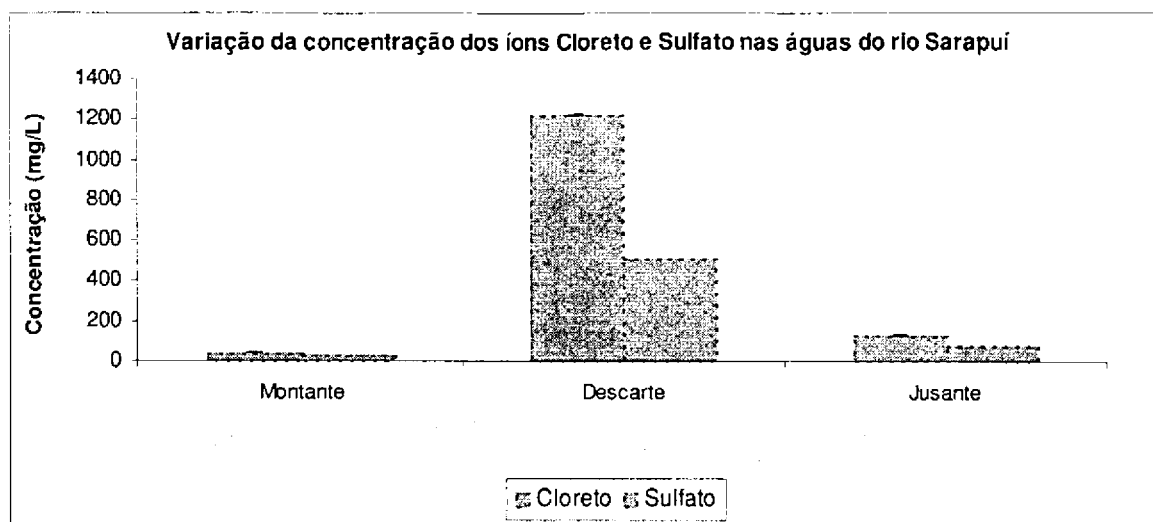


Figura 26 – Variação da concentração dos íons cloreto e sulfato nas amostras de água superficial do rio Sarapuí coletadas em maio de 2005.

Embora tenha apresentado influência em alguns parâmetros inorgânicos de qualidade da água, o efluente líquido do pólo industrial de Belford Roxo não apresentou influência direta nos parâmetros ligados à concentração de matéria orgânica, detectados em concentrações muitas vezes acima dos limites estabelecidos pela legislação vigente.

Destacam-se os parâmetros P e DBO que não apresentaram variações significativas nas análises realizadas, e representam, juntamente com os compostos da chamada série Nitrogenada, a carga de nutrientes existentes nos ecossistemas.

A partir dos valores encontrados para a concentração de Fósforo_{total} foi calculado o Índice de Estado Trófico (CETESB, 2005a), sendo o resultado apresentado na Tabela 21.

Tabela 21 – Índice de Estado Trófico (LAMPARELLI, 2004) aplicado para as amostras de água superficial do Rio Sarapuí, coletadas na campanha de maio de 2005.

	P (mg.L ⁻¹)	P (µg.L ⁻¹)	IET	Classificação
Montante	2,08	2080	259,60	Hipereutrófico
Descarte	1,95	1950	259,27	Hipereutrófico
Jusante	2,02	2020	259,45	Hipereutrófico

A concentração de P existente nesse corpo receptor é cerca de 3 a 4 vezes maior que o mínimo para a classificação de um ambiente lótico como hipereutrófico, o pior nível existente. Tal parâmetro, em conjunto com os compostos nitrogenados, são responsáveis pela eutrofização dos corpos d'água, um grave problema de saúde pública e ambiental.

A literatura consultada classifica esse corpo receptor como um canal de esgotos a céu aberto e tal afirmação pode ser evidenciada a partir dos resultados das análises da série nitrogenada, apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 – Concentração de N_{amoniaco} , Nitrito e Nitrato dissolvidos para as amostras de água superficial do Rio Sarapuí, coletadas na campanha de maio de 2005.

	N_{amoniaco} (mg.L ⁻¹)	Nitrito (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	N dissolvido total (mg.L ⁻¹)
Montante	14,3	2,0	1,8	18,0
Descarte	15,1	66,3	10,8	92,1
Jusante	14,7	11,4	1,9	28,1
Padrão CONAMA ¹	3,7	1,0	10,0	--
Padrão CONAMA ²	13,3	1,0	10,0	--

¹. Padrão CONAMA Classes 1 e 2 para amostras com pH ≤ 7,5.

². Padrão CONAMA Classe 3 para amostras com pH ≤ 7,5.

Os resultados apresentados definem a região do ponto de descarte como uma zona de maior atividade biológica, devido provavelmente à introdução de microrganismos associada ao efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, provenientes do sistema de tratamento biológico.

6.2.3 CARACTERIZAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

6.2.3.1 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA

6.2.3.1.1 *Daphnia similis*

Os resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* são apresentados na Tabela 23. Entre parênteses são apresentados os intervalos de confiança.

Tabela 23 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para as amostras de água superficial do rio Sarapuí nas três campanhas de coleta, realizadas entre março de 2004 e maio de 2005.

Ponto de Amostragem	Campanha	CE50;48H (% amostra)	Concentração de Efeito Observado		Amostra integral (% efeito)
			(% amostra)	(% efeito)	
Montante (- 650 m)	Mar/2004	52,65 (44,00-63,01)	100	100	100
	Ago/2004	24,17 (22,10-26,42)	40	100	100
	Mai/2005	73,49 (-)	100	90	90
	Menor valor	24,17	40	90	90
	Maior valor	73,49	100	100	100
	Média	50,10	80,00	96,67	96,67
	DP	24,76	34,64	5,77	5,77
	CV	49%	43%	6%	6%
Descarte (0 m)	Mar/2004	41,57 (33,55-51,51)	40	45	100
	Ago/2004	57,71 (51,03-65,26)	100	100	100
	Mai/2005	29,03 (25,07-33,60)	40	85	100
	Menor valor	29,03	40	45	100
	Maior valor	57,71	100	100	100
	Média	42,77	60,00	76,67	100
	DP	14,38	34,64	28,43	0
	CV	34%	58%	37%	0%
Jusante (+ 500 m)	Mar/2004	> 100 (-)	-	-	0
	Ago/2004	92,01 (-)	100	55	55
	Mai/2005	> 100 (-)	-	-	0
	Menor valor	92,01	100	55	0
	Maior valor	> 100	100	55	55
	Média	> 97,34	-	-	18,33
	DP	4,61	-	-	31,75
	CV	5%	-	-	173%

A partir dos resultados apresentados observa-se que o ponto à jusante do lançamento de efluentes apresentou menor toxicidade entre os analisados. Para esse ponto foi observada imobilidade na amostra integral em apenas um dos ensaios, com 55% para a amostra de agosto de 2004.

Nos pontos de amostragem localizados à montante e no ponto de descarte do efluente foi observada imobilidade média de 96,67% e 100,0%, respectivamente, indicando locais inaptos à manutenção da vida aquática.

Tal situação é corroborada pela análise dos resultados dos ensaios, nos quais observou-se imobilidade em todos os ensaios e concentrações de efeito observado, por vezes, nas diluições da amostra integral. Esse quadro mostra-se preocupante, uma vez que espera-se que os corpos d'água não apresentem toxicidade aguda, tampouco crônica.

A análise espaço-temporal dos resultados aponta para uma situação variável, na qual observaram-se efeitos tóxicos para os mesmos pontos em diferentes campanhas, notadamente para as amostras dos pontos de coleta localizados à montante e no ponto de descarte, com toxicidade observada em todas as amostras coletadas.

Destaca-se a diminuição dos efeitos tóxicos a *D. similis* após passagem pelo pólo e mistura do efluente no corpo receptor, apresentada no ponto à jusante com menor toxicidade entre os analisados.

6.2.3.1.2 *Danio rerio*

Os resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. rerio* são apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 – Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. rerio* para as amostras de água superficial do rio Sarapuí na campanhas de coleta realizada em maio de 2005.

Campanha	Ponto de amostragem	CL50;48H	Concentração de Efeito Observado		Amostra integral
		(% amostra)	(% amostra)	(% efeito)	(% efeito)
Mai/2005	Montante (- 650 m)	> 100 (-)	-	-	10
Mai/2005	Descarte (0m)	89 (-)	100	60	60
Mai/2005	Jusante (+ 500 m)	> 100 (-)	-	-	0

Os resultados dos ensaios com *D. rerio* indicam toxicidade somente para a amostra do ponto de lançamento do efluente. Tal resposta deve-se ao sistema de ensaio adotado para a espécie, uma vez que os efeitos sub-letais não são computados.

Destaca-se que em todas as amostras foram observados efeitos sub-letais severos para os organismos, entre os quais destacam-se a dificuldade natatória, movimentação superficial e desordenada, indicando um quadro de asfixia de acordo com a literatura consultada.

6.2.3.2 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA

6.2.3.2.1 *Selenastrum capricornutum*

Os resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *S. capricornutum* são apresentados na Tabela 25.

Tabela 25 – Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *S. capricornutum* para as amostras de água superficial do rio Sarapuí nas três campanhas de coleta, realizadas entre março de 2004 e maio de 2005.

Ponto de Amostragem	Campanha	CI50;96H (% amostra)	Concentração de Efeito Observado		Amostra integral (Biomassa relativa - % ¹)
			(% amostra)	(Biomassa relativa - % ¹)	
Montante (- 650 m)	Mar/2004	> 100 (-)	-	-	166
	Ago/2004	82,69 (-)	100	38	38
	Mai/2005	> 100 (-)	-	-	90
	Menor valor	82,69	100	38	38
	Maior valor	> 100	100	38	166
	Média	94,23	-	-	98
	DP	9,99	-	-	64
	CV	11%	-	-	66%
Mistura (0 m)	Mar/2004	> 100 (-)	-	-	214
	Ago/2004	24,36 (-)	12,50	59	38
	Mai/2005	74,15 (67,03-80,27)	100	33	33
	Menor valor	24,36	12,50	33	33
	Maior valor	> 100	100	59	214
	Média	66,17	56,25	46	95
	DP	38,45	61,87	18,38	103
	CV	58%	110%	40%	109%
Jusante (+ 500 m)	Mar/2004	> 100 (-)	-	-	133
	Ago/2004	-	-	-	-
	Mai/2005	> 100 (-)	50	76	64
	Menor valor	> 100	50	76	64
	Maior valor	> 100	50	76	133
	Média	100	-	-	99
	DP	0	-	-	49
	CV	0%	-	-	50%

¹ Porcentagem de biomassa relativa em comparação ao crescimento do grupo controle.

A menor toxicidade observada na primeira campanha deve-se, provavelmente, às chuvas que antecederam o período de amostragem. PAUL & MEYER (2001) cita o fenômeno da precipitação com uma das maiores fontes de nutrientes para os corpos d'água através do carreamento de substâncias do solo para os rios e lagos.

Os resultados obtidos para a primeira campanha indicam uma produção de biomassa superior à do grupamento controle para todos os pontos de amostragem, especialmente para o ponto de mistura o qual apresentou o dobro (214%) da biomassa algácea das amostras sem efluente.

Nas demais campanhas os resultados indicam um cenário diferenciado, no qual não se observou desenvolvimento da população de algas em níveis satisfatórios, considerando como satisfatório o crescimento semelhante ao grupo controle.

Apesar do método estatístico utilizado não indicar toxicidade para muitas das amostras, o crescimento aquém do observado para o grupo controle indica que as águas do rio Sarapuí não apresentaram condições mínimas para o estabelecimento de populações algais. A alternância entre situações de crescimento extraordinário e crescimento retardado comprova a inadequação desse corpo d'água na manutenção da base de uma cadeia trófica, os organismos produtores primários.

6.2.3.3 TOXICITY IDENTIFICATION EVALUATION – TIE

6.2.3.3.1 FASE I – CARACTERIZAÇÃO DA TOXICIDADE

Devido à maior toxicidade média observada para *D. similis* e ao aporte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, o ponto de descarte foi considerado como o pior cenário na avaliação ambiental e, por isso, escolhido para execução do AIT. Para o processo foram utilizados o sistema-teste *D. similis* e a amostra coletada na campanha de maio de 2005.

A amostra foi submetida ao fracionamento convencional (USEPA, 1991a) associado aos tratamentos para remoção de íons por troca iônica. Os resultados são apresentados na Figura 27.

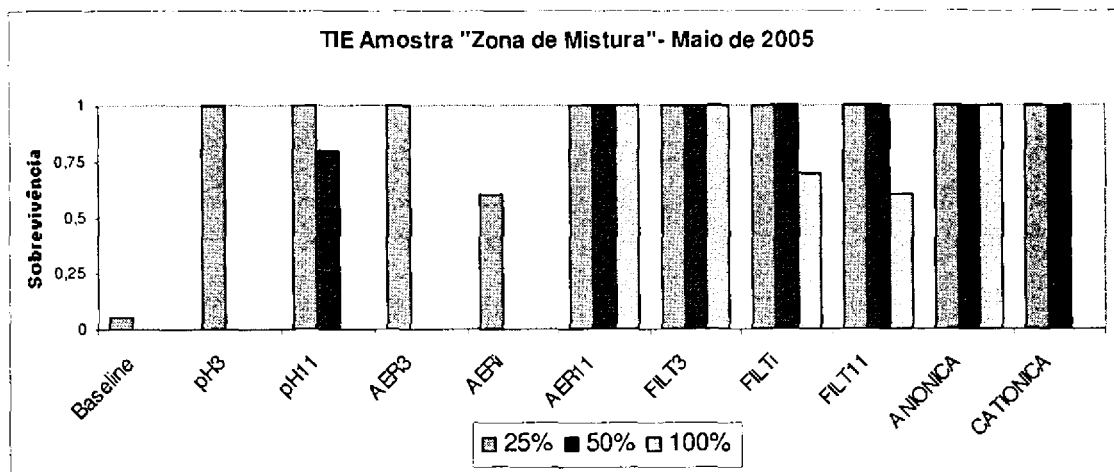


Figura 27 – Resultados dos procedimentos de avaliação e identificação da toxicidade (AIT) com *D. similis* para a amostra de água superficial do rio Sarapuí referente ao ponto de descarte do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, coletada em maio de 2005. As colunas indicam o percentual de sobrevivência para as frações em que se observou redução na toxicidade.

A partir dos resultados apresentados estima-se como principais agentes tóxicos os Sólidos Suspensos, a Amônia e H_2S . Os tratamentos que envolveram a filtração da amostra (FILT3, FILTi, FILT11, ANIONICA e CATIONICA) apresentaram redução significativa na

toxicidade. A provável causa da redução da toxicidade é a eliminação do entupimento do sistema filtrador dos organismos-teste, ou ainda a ingestão de matéria orgânica contaminada com substâncias tóxicas. Após eliminação dos sólidos suspensos a toxicidade foi eliminada em três frações e significativamente reduzida em outras três.

A contribuição aditiva do H₂S na toxicidade foi observada nas frações FILT3, FILT_i e FILT11, as quais apresentaram um gradiente de toxicidade compatível com os dados descritos pro USEPA (1991a), nos quais a toxicidade do composto aumenta em função do pH.

A suspeita sobre a toxicidade proveniente da amônia deve-se à redução dos efeitos a partir de aumento do pH nas amostras não filtradas (pH3, pH11, AER3, AER_i e AER11) e da aeração das amostras, proporcionando a eliminação de compostos voláteis. Uma das principais características das amostras com o composto é a diminuição da toxicidade a partir do aumento do pH e alteração do equilíbrio entre as formas ionizadas e não ionizadas do íon.

Diferentemente dos efeitos apresentados nas amostras de efluente, as resinas de troca iônica não foram eficientes, ou não se pode comprovar sua eficiência, pois os resultados apresentados são semelhantes aos obtidos nas amostras filtradas e não submetidas à troca iônica.

Considera-se, a partir dos resultados obtidos, como principais contribuintes da toxicidade os Sólidos Suspensos, H₂S e Amônia, além do Fósforo, detectado em elevadas concentrações nas amostras.

6.3 ESTIMATIVA DE IMPACTOS ECOLÓGICOS

A Estimativa de Impactos Ecológicos foi realizada a partir dos resultados de toxicidade aguda para *D. similis*, pois este demonstrou ser um organismo de elevada sensibilidade, além de apresentar maior volume de dados. Os resultados obtidos são apresentados da Tabela 26.

Tabela 26 – Estimativa de impactos ecológicos do efluente industrial de Belford Roxo no rio Sarapuí a partir dos resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* para as amostras de efluente coletadas entre novembro de 2002 e maio de 2005.

Ano	Mês	Amostra	CER ou PED	<i>D. similis</i> CE50;48h	CE50/300 PNED _{agudo}	CE50/1000 PNED _{crônico}	R _{agudo}	R _{crônico}
2002	Nov	1*	0,0017	9,35	0,0312	0,0094	18,07	5,42
	Dez	2*	0,0024	28,18	0,0939	0,0282	38,38	11,51
2003	Jan	3*	0,0028	18,8	0,0627	0,0188	22,40	6,72
	Mar	4*	0,0017	1,82	0,0061	0,0018	3,49	1,05
	Abr	5*	0,0012	8,28	0,0276	0,0083	23,91	7,17
	Out	6*	0,0037	8,05	0,0268	0,0081	7,16	2,15
2004	Jan	7	0,0014	47,32	0,1577	0,0473	112,26	33,68
	Mar	8	0,0028	7,69	0,0256	0,0077	9,01	2,70
	Abr	9*	0,0024	21,05	0,0702	0,0211	29,04	8,71
	Mai	10	0,0027	36,5	0,1217	0,0365	45,16	13,55
	Jun	11	0,0024	10,6	0,0353	0,0106	14,57	4,37
	Ago	12	0,0039	4,64	0,0155	0,0046	3,96	1,19
2005	Mai	13	0,0039	7,7	0,0257	0,0077	6,57	1,97

* Análise realizada com valor médio mensal para a vazão do efluente.

O coeficiente de segurança adotado (FS = 300) permite a realização uma extrapolação protecionista, uma vez que o padrão sugerido por CETESB (1991) é um fator de segurança de 100. A opção pelo valor utilizado nesse trabalho surgiu na razão obtida entre os resultados dos ensaios de toxicidade aguda e crônica, na ordem de 3 unidades o que propiciou tal extrapolação.

A partir dos resultados apresentados e dos modelos biológicos utilizados estima-se que o efluente líquido do Pólo Industrial de Belford Roxo não apresente riscos significativos à comunidade biológica existente no compartimento água superficial do Rio Sarapuí, considerando a diluição total do efluente. Essa afirmativa é realizada a partir dos coeficientes de risco "R" apresentados, todos com valor superior a 1 unidade, representando ausência de efeitos, de acordo com a metodologia utilizada.

7 DISCUSSÃO

7.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E ECOTOXICOLÓGICA DO EFLUENTE

7.1.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA

No Brasil a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente dispõe sobre a classificação dos corpos de água e indica as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes a partir de dados físicos, químicos e ecotoxicológicos (CONAMA, 2005).

No Estado do Rio de Janeiro esse controle é de responsabilidade da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) que estabelece critérios e diretrizes para o lançamento de efluentes líquidos como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras (FEEMA, 1986).

Considerando os valores orientativos para emissão de efluentes industriais, todos os parâmetros medidos obedeceram aos padrões determinados por FEEMA (1986) e CONAMA (2005), exceto RNFT que apresentou média quatro vezes maior que o padrão FEEMA.

Os valores de pH obtidos, entre 6,9 e 9,0 unidades de pH, estiveram dentro da faixa estabelecida para manutenção da fisiologia dos organismos de água doce (CONAMA, 2005) e o coeficiente de variação de apenas 6% indica um eficiente controle sobre esse parâmetro.

Os valores de Oxigênio dissolvido encontrados, média de 6,1 mgO₂.L⁻¹, apontam níveis satisfatórios de oxigenação nas amostras com uma única exceção na amostra 13. Essa condição reflete o tipo de sistema de tratamento utilizado, lodos ativados, que se baseia na aeração forçada para garantir níveis adequados de degradação aeróbia da matéria orgânica.

A elevada taxa de remoção da matéria orgânica, representada pela DBO, é considerada altíssima, com eficiência maior que 90%.

Tais resultados indicam que o sistema de tratamento se apresentou eficiente durante o período de estudo no que se refere ao atendimento da legislação, embora não necessariamente atenda aos requisitos para proteção da vida aquática. BERTOLETTI (1990) destaca que mesmo atendendo a legislação para emissão, os efluentes industriais podem apresentar interações químicas entre seus constituintes que provocam efeitos nocivos sobre organismos aquáticos.

Os resultados obtidos comprovam essa teoria na qual uma matriz complexa e enquadrada nos padrões de lançamento de efluentes apresentou elevada toxicidade aos organismos aquáticos, destacando-se os microcrustáceos *D. similis* e *C. dubia* e a alga *S. capricornutum*.

Parâmetros como pH, Oxigênio Dissolvido e Temperatura não apresentaram valores em desacordo com a legislação ou ainda não se apresentaram restritivos ao desenvolvimento de comunidades aquáticas de acordo com a literatura consultada. Por outro lado, praticamente todos os demais parâmetros apresentaram valores acima dos limites máximos para a proteção

da vida aquática em nível de efeitos agudos e crônicos, ou seja, dos padrões de qualidade para os corpos d'água (CONAMA, 2005).

Embora os padrões de qualidade de água não sejam parâmetros regulatórios, ou mesmo comparativos, aos padrões de emissão, a busca pela excelência no tratamento de efluentes e pela sustentabilidade das ações humanas visando a garantia de um ambiente saudável para as gerações futuras deve ser um compromisso de toda a sociedade.

A manutenção da qualidade dos corpos d'água e a busca pela recuperação dos ambientes impactados deve ser um compromisso assumido pelas indústrias e pela sociedade, tendo os órgãos ambientais de controle e fiscalização o papel de mediadores nessa jornada.

Os padrões de emissão adotados atualmente no Estado do Rio de Janeiro, bem como os ensaios ecotoxicológicos utilizados no monitoramento dos efluentes, não cumprem seu papel, uma vez que a qualidade dos corpos d'água da região tem piorado significativamente ao longo dos anos, chegando a uma situação na qual um corpo d'água é apontado como um canal de esgotos a céu aberto pelos órgãos que deveria zelar por sua boa qualidade.

Para o efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, destaca-se, nesse contexto, a salinidade que entre os parâmetros mensurados é seguramente o maior contribuinte na toxicidade para os cladóceros, embora não apresente a mesma relevância para *D. rerio* e *S. capricornutum*.

Em complemento, compostos como metais, tensoativos aniônicos, sulfeto e fenóis apresentaram valores que, de acordo com a literatura consultada, podem provocar danos ao desenvolvimento de organismos aquáticos nos diversos níveis de organização estrutural. A corroboração dessas afirmações é feita quando se comparam os dados obtidos nesse trabalho com os existentes na literatura.

7.1.2 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS TÓXICOS

A discussão é apresentada em função dos resultados obtidos, baseando-se nas respostas dos sistemas biológicos utilizados frente aos contaminantes presentes nas amostras.

7.1.2.1 *Selenastrum capricornutum*

A avaliação da toxicidade crônica com *S. capricornutum* ao efluente foi realizada através de ensaios com as amostras 7, 8, 9, 10, 12 e 13. De acordo com a literatura consultada, compostos como Cádmio, Cobre, Zinco e Níquel foram detectados em níveis suficientes para provocar os efeitos tóxicos observados nos ensaios.

PIETILAINEN (1976) avaliou a influência de metais na produção primária. De acordo com o autor, concentrações de Cloreto de Cádmio na ordem de 0,100 mg.L⁻¹ são capazes de interferir no crescimento de algas após 24 horas de exposição.

Os efeitos crônicos do Cádmio, sob a forma de CdCl_2 , foram avaliados por USEPA (1979) através de ensaios em microcosmos experimentais. Os resultados apresentados indicaram que concentrações entre 0,005 e 0,010 mg.L^{-1} provocaram alterações na densidade populacional após longos períodos de exposição. Nas amostras analisadas, foram detectadas concentrações do metal entre 0,02 mg.L^{-1} (amostra 7) e 0,07 mg.L^{-1} (amostra 8), além de 0,03 mg.L^{-1} (amostra 12), valores esses que podem justificar os efeitos observados nos ensaios de toxicidade com $\text{CI}_{50;96\text{H}}$ igual a 27,57%; 13,89% e 22,32%, respectivamente.

LASHEEN *et al.* (1990) apresentam o efeito de metais pesados no crescimento de algas do Rio Nilo. Para as espécies estudadas, concentrações de Sulfato de Cobre entre 0,050 e 2,000 mg.L^{-1} inibiram o crescimento das culturas após sete dias de exposição.

A sensibilidade de *S. capricornutum* ao sulfato de cobre é apresentada por RODRIGUES *et al.* (2000). A autora apresenta a concentração de 0,170 mg.L^{-1} de sulfato de cobre como concentração de efeito tóxico capaz de inibir o crescimento de 50% da população exposta.

Os valores obtidos, 0,040 mg.L^{-1} , 0,070 mg.L^{-1} e 0,170 mg.L^{-1} respectivamente nas amostras 7, 8 e 12, estão acima do descrito nas referências apresentadas e do padrão CONAMA Classe III, indicando potencial para danos à comunidades aquáticas uma vez que tal padrão tem como objetivo a inibição da ocorrência de efeitos agudos.

Pode-se fazer considerações semelhantes em relação à concentração de Ni, pois os valores obtidos para amostras 7, 8, 10, 12 e 13 encontram-se acima do padrão CONAMA para corpos d'água Classe III e próximos, nas amostras 8, 10 e 12, aos valores obtidos na literatura.

SPENCER & GREENE (1981) descrevem os efeitos do Níquel em sete espécies de algas de água doce. Foi constatada a diminuição do crescimento algáceo após duas horas de exposição em concentrações superiores a 0,602 mg.L^{-1} .

Diante desse cenário, estima-se que a toxicidade do níquel tenha contribuído na toxicidade do efluente, principalmente nas amostras 7, 8, 10 e 12.

Em complemento aos efeitos do níquel, WONG & CHAU (1990) apresentaram resultados nos quais concentrações entre 0,005 e 0,300 mg.L^{-1} do metal foram suficientes para inibir o crescimento algáceo em 24 horas de exposição. Considera-se também o efeito aditivo na toxicidade desse metal nos efeitos finais totais.

A sensibilidade de *S. capricornutum* ao íon Cloreto, sob forma de NaCl, foi avaliada como substância de referência nesse trabalho. Os resultados apontaram a baixa sensibilidade da espécie com valor médio de CI_{50} igual a 4.932 mg.L^{-1} .

Embora não trabalhe especificamente com o íon Cloreto, CHAPMAN *et al.* (2000) apresentam dados sobre a toxicidade dos Sólidos Dissolvidos Totais (TDS) à *S. capricornutum*. Segundo os autores, concentrações de TDS superiores a 2.000 mg.L^{-1} não provocaram efeitos

adversos à alga (CENO > 2.000 mg.L⁻¹) em experimentos laboratoriais com amostras de efluente de uma mineração.

Resultados semelhantes são apresentados por USEPA (1988), que compilaram a contribuição de diversos autores. No trabalho apresentado os autores não conseguiram apontar um valor médio de sensibilidade para o grupo "Algas" pois as espécies estudadas apresentaram resposta aos efeitos do íon Cloreto em concentrações entre 71 mg.L⁻¹ e 36.400 mg.L⁻¹.

Comparando os dados obtidos na literatura e os resultados das análises físicas e químicas deste trabalho, conclui-se que a inibição do crescimento de *S. capricornutum* nos ensaios foi causada pelo efeito aditivo de metais pesados nas amostras de efluente.

7.1.2.2 *Danio rerio*

Os resultados obtidos com *Danio rerio* foram semelhantes àqueles observados com *S. capricornutum* para as amostras 4, 7, 8, 9, 10, 11, 12 e 13.

Os resultados comprovam a elevada resistência da espécie à salinidade, apresentada por FEEMA (1990) que relata a não observância de efeitos em *D. rerio* quando exposto a salinidades menores ou iguais a 5‰, ressaltando que o uso desse organismo na avaliação de amostras com elevada salinidade deve obedecer a critérios específicos.

LANGE *et al.* (1995) em um trabalho para validação de ensaios de toxicidade embrionária com *D. rerio* apresentam valores de CE50 de 12.000 mg.L⁻¹ para a toxicidade aguda após 96h de exposição à substância de referência NaCl. No mesmo artigo o autor cita como CENO e CEO as concentrações de 5.030 mg.L⁻¹ e 8.775mg.L⁻¹, respectivamente.

Neste trabalho a substância de referência para os ensaios de toxicidade aguda com peixes foi o Cloreto de Sódio com valores de CE50 médio iguais a 11.310 mg.L⁻¹ e 10.560 mg.L⁻¹ para, respectivamente, 48h e 96h. Nos experimentos foi observado que concentrações de salinidade de 8‰ não foram suficientes para causar letalidade após 48h de exposição estática, sendo que somente 20% de efeito foi observado após 96h de exposição.

A comparação dos resultados obtidos com os dados disponíveis na literatura fundamentou a hipótese de toxicidade oriunda de outros contaminantes que não o íon Cloreto.

BRESCH (1982), investigando a ação de xenobióticos em peixes, relata que concentrações entre 0,020 mg.L⁻¹ e 0,060 mg.L⁻¹ de Sulfato de Cobre causaram letalidade aguda a *D. rerio* após 96h de exposição.

Efeitos do níquel sobre *D. rerio* são apresentados por DAGE & XIU (1991). Os autores citam concentrações de 0,040 mg.L⁻¹ a 0,080 mg.L⁻¹ de sulfato de níquel como CENO para períodos de exposição de 8 e 14 dias, respectivamente. Os valores encontrados, de 0,110 mg.L⁻¹ a 0,540 mg.L⁻¹, estão acima do valor apresentado pelo autor que calculou como CL50;14d a concentração de 0,360 mg.L⁻¹.

Para o metal Chumbo (Pb), não foi possível a obtenção de correlação devido ao limite de detecção adotado, de 0,380 mg.L⁻¹. Embora esteja abaixo dos padrões CONAMA e FEEMA, o valor é cerca de 5 a 6 vezes maior de que a concentração citada por OZOH (1980). Em seus experimentos o autor cita a concentração 0,072 mg.L⁻¹ como responsável pela alteração da coloração de *D. rerio* após 24 horas de exposição e a partir dos dados obtidos não é possível estimar seus prováveis efeitos nos organismos.

Frente aos resultados encontrados estima-se que os efeitos observados nos ensaios de toxicidade aguda com *D. rerio* seja atribuída a efeitos aditivos provocados, principalmente, pelos metais cobre e níquel, com possível contribuição de Chumbo, visto a insensibilidade da espécie à Salinidade para as amostras testadas durante o período de estudo.

7.1.2.3 *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*

Os efeitos mais severos foram observados nos ensaios para amostras de efluente com *D. similis* e *C. dubia*. A análise química resultou em diversos compostos que, de acordo com a literatura, podem contribuir para os efeitos tóxicos observados nos ensaios. Entre eles destacam-se os Fenóis, Sulfeto, Metais (Cd, Cu, Ni, Pb e Zn) e a Salinidade que, de acordo com os experimentos de TIE, foi o principal responsável pelos efeitos observados a esse grupo de organismos.

De acordo com WETZEL (2001), Salinidade é o termo químico correto para designar a composição iônica da água. Sua medida é baseada na concentração de oito íons principais, sendo quatro cátions (Ca, Mg, Na, K) e quatro ânions (CO₃, SO₄, HCO₃, Cl) e sua importância está relacionada diretamente com o balanço osmótico dos organismos. Esses íons correspondem à cerca de 99% da Salinidade em águas doces e marinhas, sendo que os três principais constituintes da salinidade em águas naturais são os íons Cl (55,4%), Na (30,9%) e SO₄ (7,8%).

As águas doces naturais apresentam tais constituintes em níveis de elementos-traço. Embora sejam necessários à manutenção da vida em ambientes aquáticos, o lançamento de efluentes industriais e domésticos pode causar o aumento da concentração desses íons a níveis potencialmente tóxicos aos organismos aquáticos (MOUNT *et al.*, 1997).

A análise das soluções-teste revelou concentrações do íon Cloreto, entre 4.000 mg.L⁻¹ e 9.900 mg.L⁻¹. Esses valores encontram-se acima dos valores citados por USEPA (1988b) para a proteção dos invertebrados de água doce, entre 226,5 mg.L⁻¹ e 1.720 mg.L⁻¹, para efeitos crônicos e agudos, respectivamente. O autor ressalta ainda que os valores de toxicidade agudos citados apresentaram grande variação entre as 40 espécies estudadas, sendo o mais sensível *Daphnia pulex*, 1.470 mg.L⁻¹, e o mais resistente o peixe *Anquilla rostrata*, 11.940 mg.L⁻¹, entre os organismos aquáticos estudados. Os dados apresentados coincidem com os obtidos nesse trabalho, no qual foi observada baixa eficiência do sistema-teste *D. rerio* à

salinidade e ausência de correlação entre a toxicidade a *S. capricornutum* e a concentração de Cloreto, indicando que a toxicidade observada nos ensaios com essas espécies não refere-se ao íon, como discutido anteriormente.

No Brasil a Resolução CONAMA Nº 357/05 (CONAMA, 2005), visando a proteção das comunidades aquáticas, apresenta valores ainda mais restritivos para o íon em águas doces, considerando como limite o valor de 500 mg.L⁻¹ de Sólidos Totais Dissolvidos, incluindo a concentração máxima de 250 mg.L⁻¹ de Cl.

Os ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* apresentaram resultado médio de 915 mg.L⁻¹ para o íon Cloreto nas concentrações de efeito tóxico do efluente. Essa concentração encontra-se próxima aos valores encontrados por LAMEIRA (2004) para o íon. Foram obtidos valores entre 990 mg.L⁻¹ e 1.750 mg.L⁻¹ com média de 1.309 mg.L⁻¹ para duas espécies do gênero *Daphnia*, *D. similis* e *D. laevis*, com dureza de aproximadamente 44 mg.L⁻¹ CaCO₃.

Embora sejam valores bastante próximos que poderiam ser isoladamente responsáveis pela toxicidade total da amostra, GOODFELLOW *et al.* (2000) destacam que para *C. dubia* e *D. magna* a toxicidade dos íons Cl e SO₄ é afetada em soluções enriquecidas com mais de um sal.

MOUNT *et al* (1997) apresentam um artigo no qual diversas soluções salinas são testadas isoladamente e sob combinações. Para *C. dubia* o resultado de CE50;48h foi de 1.042mg.L⁻¹ de Cl a partir de soluções de NaCl. Nessé mesmo artigo foi relatada a diminuição da toxicidade em misturas salinas envolvendo o íon Cloreto. De acordo com o autor, o íon apresenta a mesma toxicidade para os sais NaCl e CaCl₂, quando expresso o resultado em mg.L⁻¹ de Cl. Foi observada também a diminuição da toxicidade a partir do íon quando os cátions envolvidos são K e Mg. Dessa forma, em misturas complexas como os efluentes a previsão dos efeitos será, de acordo com os modelos utilizados, sempre superestimada em relação aos efeitos no ambiente.

Em outros níveis organizacionais, o problema do desequilíbrio iônico é citado por SONZOGNI *et al* (1983 *apud* USEPA 1988b), os quais relatam que a adição de Cloreto a um riacho em concentrações de até 610 mg.L⁻¹ fez a densidade total de algas diminuir em favor da população de bactérias.

De acordo com USEPA (1988b) as soluções de Cloreto de Sódio apresentam uma toxicidade ligeiramente inferior a outras composições de Cloreto, indicando a forte relação de toxicidade do composto com o cátion que o acompanha. Essa afirmativa foi comprovada por MOUNT *et al.* (1997) e GOODFELLOW *et al.* (2000).

Para outros compostos a base de Cloreto foi constatada a toxicidade dependente do cátion. GUILHERMINO *et al.* (2000) citam valores de CE50;48h para *D. magna* frente a diversos tóxicos, entre eles 21,531 mg.L⁻¹ para Cloreto de Cromo, 0,017 mg.L⁻¹ para Cloreto de Cádmio, 0,0020 mg.L⁻¹ para Cloreto de Mercúrio.

Verifica-se, pelos dados apresentados, que a toxicidade das amostras para *D. similis* e *C. dubia* pode ser atribuída, em grande parte à Salinidade, representada principalmente pelo íon Cloreto.

De acordo com WETZEL (2001), Salinidade é o termo químico correto para designar a composição iônica da água. Sua medida é baseada na concentração de oito íons principais, sendo quatro cátions (Ca, Mg, Na, K) e quatro ânions (CO₃, SO₄, HCO₃, Cl) e sua importância está relacionada diretamente com o balanço osmótico dos organismos. Esses íons correspondem a cerca de 99% da Salinidade em águas doces e marinhas, sendo que os três principais constituintes da salinidade são os íons Cl (55,4%), Na (30,9%) e SO₄ (7,8%).

As águas doces naturais apresentam tais constituintes em níveis de elementos-traço. Embora sejam necessários à manutenção da vida em ambientes aquáticos, o lançamento de efluentes industriais e domésticos pode causar o aumento da concentração desses íons a níveis potencialmente tóxicos aos organismos aquáticos (MOUNT *et al*, 1997).

O uso de espécies representativas de três distintos níveis tróficos propiciou a análise dos resultados à medida que espécies como *S. capricornutum* e *D. rerio* apresentaram-se menos sensíveis aos efeitos da salinidade no efluente.

Explica-se tal diferença na resposta dos organismos através da sensibilidade relativa de cada espécie à Salinidade, seja através da Salinidade total, seja através da correlação com seu principal constituinte, o Cloreto de Sódio (NaCl).

GOODFELLOW *et al.* (2000) apresentam um artigo sobre a toxicidade dos principais íons envolvidos com a Salinidade e relatam a importância do conhecimento sobre a biologia e sensibilidade dos organismos. Isso se deve ao fato de que a regulação osmótica pode interferir no fluxo energético dos organismos e provocar danos ao desenvolvimento.

Levando-se em consideração que os ambientes de água doce apresentam salinidade igual ou inferior a 500 mg.L⁻¹ (CONAMA, 2005), recomenda-se o uso de *D. similis* e *C. dubia* no monitoramento de amostras de efluentes com elevada Salinidade devido a sensibilidade dessas espécies, objetivando a previsão dos efeitos em sistemas receptores de água doce. Os efeitos observados para *S. capricornutum* e *D. rerio* espécies podem ser atribuídos, principalmente, a concentração de metais dissolvidos no efluente.

Embora a Salinidade seja responsável por grande parte da toxicidade, a análise química do efluente evidenciou uma série de outros componentes potencialmente tóxicos em concentrações suficientes para inferir efeitos aos organismos-teste.

Verifica-se, pela comparação com os padrões de qualidade para corpos d'água Classe III, que Fenóis, Sulfeto e Metais Pesados (Cd, Cu, Ni, Pb e Zn) apresentaram-se em níveis acima dos limites para a proteção da vida aquática no nível menos restritivo exigido no país, conforme apresentado na Tabela 11 (CONAMA, 2005).

Esses compostos podem explicar a toxicidade para a amostra 8, a qual apresentou salinidade de 9,0 ‰. Nessa amostra foram encontradas concentrações de Sulfeto em níveis suficientes para inferir os efeitos observados, pois de acordo com VAN HORN *et al.* (1949) concentrações de Sulfeto de Hidrogênio superiores a 1,000 mg.L⁻¹ são letais a *D. magna*.

Verifica-se então que a toxicidade nas amostras pode ser, em grande parte, atribuída à Salinidade. Embora substâncias como Fenóis, Sulfeto e Metais Pesados possam contribuir com efeitos aditivos para a toxicidade total, o primeiro e mais significativo efeito tóxico é o desequilíbrio iônico.

7.1.3 AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE – AIT

Os experimentos de AIT foram precisos na identificação da toxicidade, uma vez que após a incorporação do tratamento por troca iônica, especialmente a resina aniônica, os efeitos tóxicos do efluente foram reduzidos significativamente.

A ineficiência na remoção da toxicidade para a amostra 6 deveu-se, provavelmente, a elevada Salinidade (22,3 ‰) que acabou por mascarar os efeitos de outros compostos na mistura. Para as amostras 8 e 13, observou-se redução da toxicidade em concentrações de 4*CE50 e 2*CE50, respectivamente. A redução da toxicidade no tratamento por troca iônica foi observada nas duas amostras e as concentrações de cloreto foram suficientes para causar efeitos a *D. similis*, de acordo com dados de sensibilidade da espécie.

A amostra 8 também apresentou redução da amostra submetida a aeração, tratamento que objetiva a remoção de substâncias voláteis ou oxidáveis. A associação dos dados químicos com essa informação leva a identificação do Sulfeto como contribuinte aditivo para a toxicidade.

A concentração encontrada é suficiente para inferir efeitos tóxicos aditivos a *D. similis* segundo VAN HORN *et al.* (1949). Os autores citam que concentrações de Sulfeto de Hidrogênio superiores a 1,000 mg.L⁻¹ são letais a *D. magna*.

Comprova-se essa hipótese através da análise dos resultados, os quais apresentaram redução significativa na toxicidade as amostras submetidas à aeração com pH ácido ou neutro, faixas nas quais o composto H₂S encontra-se na forma mais tóxica.

A amostra 13 apresentou elevada Salinidade (18,4‰), motivo pelo qual os demais tratamentos foram mascarados e apresentaram-se ineficientes. Os melhores resultados foram obtidos a partir da remoção dos ânions. Foram quantificadas concentrações de Cloreto e Sulfato na ordem de 6.780 mg.L⁻¹ e 3.400 mg.L⁻¹, respectivamente, o que contribuiu com 55,32% da Salinidade total. Após passagem pela resina aniônica a toxicidade da amostra diminuiu significativamente, passando a apresentar 0% de efeito em concentrações inferiores a 12,5% de efluente, concentração que causou letalidade total no teste de referência.

Sabe-se que o desequilíbrio iônico é um fator de estresse importante. Os organismos, anteriormente expostos a um meio hipotônico ou isotônico, foram expostos a uma solução hipertônica. A letalidade observada é decorrente de um desequilíbrio iônico drástico, o qual não foi compensado pelos mecanismos fisiológicos e induziu a um choque iônico.

Segundo USEPA (1988b), os efeitos do íon são mais proeminentes nas primeiras 24h de exposição, sendo que para os resultados apresentados para diferentes espécies não houve diferença substancial entre a mortalidade após 24h e períodos variáveis entre 48h e 11 dias.

Tal relação também foi observada nesse trabalho, nos quais os resultados dos ensaios nas primeiras 24h de exposição não apresentaram variações significativas dos resultados após 48h de exposição, resultando em uma correlação fortemente positiva na comparação entre as curvas dose-resposta para as concentrações de Cloreto no efluente e nas soluções de referência após 24h de exposição.

O uso de espécies representativas de três distintos níveis tróficos propiciou a análise dos resultados à medida que espécies como *S. capricornutum* e *D. rerio* apresentaram-se menos sensíveis aos efeitos da salinidade no efluente.

Explica-se tal diferença na resposta dos organismos através de sensibilidade relativa de cada espécie aos agentes tóxicos do efluente, em especial à Salinidade, através da correlação com seu principal constituinte, o Cloreto de Sódio (NaCl).

Como já discutido anteriormente, GOODFELLOW *et al.* (2000) apresentam um artigo sobre a toxicidade dos principais íons envolvidos com a Salinidade e relatam a importância do conhecimento sobre a biologia e sensibilidade dos organismos. Isso se deve ao fato de que a regulação osmótica pode interferir no fluxo energético dos organismos e provocar danos ao desenvolvimento, afetando principalmente o desenvolvimento crônico.

Verifica-se que a toxicidade nas amostras pode ser, em grande parte, atribuída à Salinidade. Embora substâncias como Fenóis, Sulfeto e Metais Pesados possam contribuir com efeitos aditivos para a toxicidade total, o primeiro e mais significativo efeito tóxico é o desequilíbrio iônico.

7.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E ECOTOXICOLÓGICA DAS ÁGUAS DO RIO SARAPUÍ

7.2.1 PRECIPITAÇÃO

As condições ambientais na Bacia do Rio SarapuÍ durante o período de estudo estiveram dentro dos padrões para a região, quando comparados com as médias históricas registradas.

Segundo MARQUES *et al.* (1998, *apud* SERLA, 1996), o período de maior precipitação está compreendido entre os meses de novembro a abril. Os dados apresentados corroboram essa informação, indicando porém, um período mais longo, entre outubro e abril com precipitação mensal acumulada média superior a 108,1 mm.

O período de seca esperado, de acordo com MARQUES *et al.* (1998, *apud* SERLA, 1996), previsto para os meses de maio a outubro foi observado no período de maio a setembro. A precipitação acumulada média foi inferior a 80,2 mm e os meses mais secos foram junho e agosto com precipitação acumulada média de 20,5 mm e 34,9 mm, respectivamente.

Para os anos de 2003 e 2004 o volume acumulado anual de chuvas foi de 1391 mm e 1693 mm, respectivamente. Esses valores estão próximos ao esperado para a região com precipitação acumulada média de 1300 mm anuais nas regiões de baixada (MARQUES *et al.*, 1998 *apud* SERLA, *op. cit.*).

O volume de chuvas acumuladas no mês de março de 2004 ficou abaixo da média mensal de 156,6 mm nos anos de medição. Para o mesmo período dos anos de 2003 e 2005 o volume de chuvas foi de 201,9 mm e 191,9 mm, respectivamente. O índice de precipitação medido, de 76 mm, foi aproximadamente metade do esperado o que descaracterizou esse mês como um período de chuvas intensas na região da Estação de Monitoramento de Belford Roxo.

Para o mês de agosto de 2004 verifica-se que a precipitação medida manteve-se abaixo da média para o período, embora os valores de precipitação medidos nos anos de 2002, 2003 e 2005 apresentem amplitude variável. O valor médio para o mês de agosto é de 34,9 mm e a precipitação medida foi de 20,2.

Embora a diferença absoluta não seja tão grande quanto a medida para o mês de março, essas diferenças são proporcionalmente semelhantes. A precipitação real foi aproximadamente metade do valor esperado, o que contradiz a precipitação anual para 2004 que foi a maior medida desde o funcionamento da Estação Meteorológica.

Para o ano de 2004 os períodos de amostragem foram coincidentes com os meses de menor precipitação relativa, se comparados com as médias anuais para os respectivos períodos do ano.

A atipicidade dos meses escolhidos no ano de 2004 não se repetiu para a campanha realizada em 2005. A precipitação acumulada para o mês de maio foi de 75,9 mm, bastante próxima à média para o período que foi de 80,2 mm.

Destaca-se que somente para a coleta de março de 2004 foi observado um período de chuvas nos dias que antecederam as coletas. Entre 21 e 28 de fevereiro foram registrados aproximadamente 80 mm de precipitação. Nas demais campanhas de coleta não foram registrados períodos chuvosos nos dias antecedentes, o que pode justificar muitos dos efeitos observados nos ensaios de toxicidade.

7.2.2 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

A partir dos resultados apresentados, verifica-se que a qualidade das águas do rio Sarapuí corresponde ao que foi apresentado por SERLA (1996) ao tratar os corpos d'água da região como escoadores de esgotos a céu aberto.

Dentro os parâmetros analisados e considerados essenciais (pH, oxigênio dissolvido, condutividade e salinidade) somente o pH, de grande importância na fisiologia dos organismos, mostrou-se apropriado para a manutenção da vida aquática. Além dos efeitos fisiológicos, CETESB (2005b) destaca sua importância na solubilização de metais, nutrientes e no equilíbrio entre as formas ionizadas e não ionizadas e amônia e sulfeto.

Para atender aos requisitos para a proteção da vida aquática a legislação brasileira fixou valores entre 6 e 9 unidades de pH como padrão de qualidade de corpos d'água (CONAMA, 2005). Os valores encontrados, entre 6,93 e 8,10, situam-se dentro da faixa esperada e não apresentaram influência negativa sobre a qualidade das águas do rio.

Se entre os parâmetros essenciais o pH esteve dentro da faixa desejável, a concentração de oxigênio dissolvido nas águas do rio Sarapuí manteve-se em níveis alarmantes nos pontos 1 e 3.

O Oxigênio dissolvido é um importante parâmetro para as águas devido a sua importante função na respiração e metabolismo dos seres vivos. A degradação de matéria orgânica e a manutenção das comunidades aquáticas dependem diretamente da disponibilidade deste gás, sendo sua ausência ou baixa disponibilidade inadequada à preservação da vida aquática e à degradação da matéria orgânica (WETZEL, 2001).

Os valores medidos em tais pontos, média de 5,15 mgO₂.L⁻¹ e 4,42 mgO₂.L⁻¹ respectivamente, estão abaixo do padrão CONAMA para rios Classe 1 e 2, fixado em 6,0 mgO₂.L⁻¹, e próximos do limite para rios Classe 3, com valores não inferiores a 4,0 mgO₂.L⁻¹ (CONAMA, 2005).

Foi observada a maior concentração de Oxigênio dissolvido no ponto de mistura devido, provavelmente, à agitação mecânica promovida pela entrada do efluente no corpo receptor.

Para os pontos 1 e 3, entende-se que a baixa disponibilidade desse composto nas águas do rio Sarapuí se deve a elevada taxa de degradação de nutrientes representada pela DBO, parâmetro diretamente relacionado com a concentração de matéria orgânica dissolvida.

A DBO, definida por CETESB (2005b) como a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável, reflete indiretamente a contaminação das águas do rio Sarapuí por esgotos domésticos não tratados, já identificados por SERLA (1996) como as maiores fontes de matéria orgânica nos rios da região.

Entre os principais problemas da elevação da DBO num corpo d'água destacam-se a diminuição da concentração de oxigênio e desequilíbrio dos processos ecológicos nos ecossistemas. Em condições normais a decomposição da matéria orgânica é realizada através de processos aeróbios e resulta em subprodutos como nitratos, sulfatos e carbonatos. Em condições de anaerobiose os subprodutos da decomposição da matéria orgânica são, entre outros, metano, amônia e sulfeto de hidrogênio, substâncias potencialmente tóxicas (LEMBO; 2005).

Águas com elevadas concentrações de matéria orgânica causam o comprometimento de seus usos preponderantes e conseqüências indesejáveis nas atividades em regiões ribeirinhas (CETESB, 2005b). Em termos ecológicos, o aumento da carga de nutrientes influencia diretamente os processos ecológicos podendo causar, em casos avançados, a extinção das comunidades aquáticas, além de sabor e odor desagradáveis (SMIL, 2005).

O menor valor de DBO encontrado foi justamente no ponto de mistura com DBO igual a $35,0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$. Os pontos 1 e 3 apresentaram valores de DBO entre $52 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e $40 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, cerca de 5 e 4 vezes o limite para corpos d'água Classe 3 (CONAMA, 2005), respectivamente.

Tal situação pode ser explicada pela introdução de um grande volume de efluente com DBO média $<12 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, além de uma grande quantidade de íons. Esses íons podem atuar como agentes inibidores de atividade biológica devido ao stress osmótico e potencial para formação de agentes biocidas.

Segundo CAGECE (2005) uma solução de Cloreto de Sódio em concentrações superiores a 5%, como no caso do efluente, é potencial formadora de uma solução oxidante de alto poder bactericida formada por compostos como Hipoclorito de Sódio, Ácido Hipocloroso, Peróxido de Hidrogênio, Gás Cloro e radicas livres de oxigênio em caso de reações eletrolíticas.

A eutrofização caracteriza-se como outro sério problema do rio Sarapuí, comprovado pela elevada concentração de Fósforo (P) e Nitrogênio em suas águas. Embora o fenômeno da eutrofização de ambientes lóticos seja menos freqüente que a de ambientes lênticos, suas conseqüências são de grande importância para a Bacia da Baía da Guanabara como unidade de gestão.

HARPER (1995) destaca que a concentração do nutriente em rios é, hoje em dia, cerca de duas vezes maior do que era há cerca de 50 anos, com destaque para regiões da América

do Norte e Europa Ocidental nas quais as concentrações foram aumentadas em até 50 vezes em consequência das atividades humanas.

A legislação brasileira estabelece o limite de $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ de P_{total} em rios Classe 3 e $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ para rios Classes 1 e 2. Segundo SMIL (2005), concentrações de $P_{\text{dissolvido}}$ superiores a $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ são capazes de iniciar processos de eutrofização em ambientes temperados.

Quanto ao grau de trofia dos ecossistemas, TETT (2005) apresenta a classificação baseada em OECD (1982) citando o valor de $0,035 \text{ mg.L}^{-1}$ de fosforo solúvel como padrão para classificação de um corpo hídrico como eutrófico em ambientes temperados. O mesmo faz CETESB (2005a) embora o valor apresentado seja de $0,053 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes eutróficos e $0,211 \text{ mg.L}^{-1}$ para corpos d'água hipereutróficos, em uma região tropical.

De acordo com os resultados apresentados, a concentração de P nas amostras é aproximadamente 10 vezes mais elevada do que o necessário para classificar um corpo d'água como hipereutrófico, sendo essa a pior classificação em termos de trofia.

Os valores de Nitrogênio apresentados também se encontraram acima do limite estabelecido por CONAMA (2005) que atribui faixas de concentração em função do pH, grandeza de fundamental importância na regulação do equilíbrio entre a amônia ionizável e a não-ionizável. Para corpos d'água Classe 3 com pH inferior a 7,5 unidades o limite de N amoniacal é de $13,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Em faixas de pH entre 7,5 e 8,0 unidades o limite fica estabelecido em $5,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e para valores de pH entre 8,0 e 8,5 unidades foi fixado o valor máximo de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de N amoniacal total.

Outro ponto de grande importância é a concentração dos compostos da chamada série nitrogenada. As formas reduzidas, nitrogênio orgânico e amoniacal, são associadas a fontes de contaminação recentes, pois ainda não passaram pela oxidação biológica e transformação para nitrito e nitrato, as formas oxidadas.

Segundo CETESB (2005b), pode-se definir as zonas de autodepuração de um rio através da predominância desses compostos, sendo que na zona de degradação prevalece o nitrogênio orgânico. O nitrogênio amoniacal é predominante na zona de decomposição ativa e os compostos oxidados, nitrito e nitrato, são abundantes nas zonas de recuperação e de águas limpas, respectivamente.

Os resultados obtidos nesse trabalho associados aos dados bibliográficos consultados possibilitam a identificação do problema potencial causado pelo lançamento de esgotos não tratados nesse corpo d'água.

Tais resultados permitem ainda observar que o efluente do pólo industrial não é uma fonte de contaminação por Fósforo, pois a concentração mensurada no ponto de mistura foi menor que nos pontos localizados a montante e a jusante do lançamento, embora em todas as análises tenha-se detectado concentrações superiores ao padrão Classe 3.

As elevadas concentrações de nutrientes, representados pela concentração de P e pela DBO, confirmam a transformação desse corpo d'água num canal para escoamento de esgotos.

Verifica-se então que a contribuição de carga orgânica e P a partir do efluente no rio Sarapuí é insignificante, creditando-se o avançado estado de eutrofização desse corpo d'água aos lançamentos anteriores ao Pólo Industrial.

Embora a poluição orgânica não seja um problema causado pelo lançamento de efluentes pelo Pólo Industrial de Belford Roxo, o lançamento de um efluente com condutividade média de $35.020 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indica um aporte de íons significativo nesse corpo d'água.

Segundo a legislação (CONAMA, 2005) os corpos d'água Classe 3 podem apresentar até $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Sólidos Dissolvidos Totais. Esse valor foi ultrapassado para a água superficial somente no ponto de descarte, sendo que nos demais pontos amostrados a concentração de SDT manteve-se abaixo desse limite, seja pela medição da salinidade, seja pela soma da concentração de íons como Cl, SO_4 , K, Na, Ca e Mg.

Nota-se que o efluente é a maior fonte de introdução desses compostos na área estudada, uma vez que íons como Cl, SO_4 , K, Na e Ca tem sua concentração aumentada entre 1,5 e 4 vezes quando comparados os pontos de montante e jusante, apresentando um pico no ponto de descarte.

O mesmo comportamento não pode ser observado na concentração de metais. Para cátions como Mg, Mn, Fe, Co, Cd, Pb, Cr, Ni e Zn não houve alterações significativas nas concentrações após a passagem pelo Pólo Industrial, quando comparados os valores medidos nos pontos 1 e 3. Excetuando-se Mn, Ni e Zn que apresentaram picos de concentração no ponto de mistura, verifica-se então que o efluente não é um contribuinte significativo desses compostos para o rio Sarapuí.

A partir dos resultados apresentados, verifica-se que a influência do lançamento de efluentes pelo Pólo Industrial de Belford Roxo no rio Sarapuí não apresentou, no período estudado, efeitos químicos significativos sobre a qualidade de suas águas superficiais, uma vez que somente os parâmetros Fósforo e DBO mantiveram-se fora dos padrões de qualidade para corpos d'água Classe 3 em todos os pontos amostrados.

Tal situação remete a uma forte contaminação orgânica antropogênica, resultante da ocupação desorganizada da bacia e do lançamento de lixo urbano e esgotos domésticos não tratados. Essa situação é provocada pelo planejamento urbano inadequado que deixa grande parte da população da região sem coleta de lixo e esgotos, criando assim inúmeros pontos de lançamento difuso de lixo e esgotos nas águas do rio Sarapuí.

7.2.3 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS TÓXICOS

7.2.3.1 *Danio rerio*

Os resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *D. rerio* indicam uma aparente ausência de toxicidade nos pontos 1 e 3 nos quais não foi observada letalidade significativa aos organismos expostos. Já no ponto de descarte foi observada toxicidade para 60% dos organismos expostos, embora na primeira diluição (50%) não se observem efeitos negativos, resultando em uma CE50;48H igual a 89%.

Apesar dos efeitos não letais observados, todas as concentrações utilizadas provocaram natação desorientada e, nas primeiras 24 horas dos ensaios, os organismos-teste se mantiveram na superfície dos recipientes, indicando uma situação de asfixia.

Essa situação indica a intoxicação dos organismos por compostos que apresentem como sítio de atuação as mucosas e brânquias ou que interfiram na cadeia respiratória celular. Dentre os compostos com essas características destacam-se a amônia e fósforo, respectivamente um subproduto da decomposição anaeróbia da matéria orgânica e um composto geralmente associado a ambientes altamente eutrofizados, como o rio Sarapuí.

A concentração de nitrogênio amoniacal encontrada, entre 14,3 mg.L⁻¹ e 15,1 mg.L⁻¹, é, segundo USEPA (1986), suficiente para causar os efeitos observados nos ensaios de toxicidade, além de, no ponto de mistura, explicar os efeitos letais a *D. rerio*.

Efeitos semelhantes aos observados nos experimentos com *D. rerio* são relatados por DAMATO (1997) para animais intoxicados por amônia. Em águas com baixos níveis de oxigênio dissolvido e pH alcalino a amônia apresenta-se na forma potencialmente mais tóxica, a amônia não-ionizada (NH₃), e atua como potencial formador de ulcerações em mucosas e brânquias, provocando o quadro de asfixia observado nos experimentos.

ESPEY (2003) relata situação semelhante à observada nos experimentos ao avaliar a toxicidade de nitrito e amônia para *Perca flavescens*, peixe de grande valor comercial na região centro-oeste norte-americana. O autor relata a CL50;96h de 0,77 mg.L⁻¹ e 78,2 mg.L⁻¹ para jovens expostos a um gradiente de concentração de amônia e nitrito, respectivamente, a 18° C. Os adultos foram expostos a um gradiente de concentração dos agentes tóxicos e também de temperatura. Os resultados indicam que a temperatura é de fundamental importância para a toxicidade da amônia com resultados médios de CL50;96h de 1,02 mg.L⁻¹, 0,64 mg.L⁻¹ e 0,66 mg.L⁻¹ para experimentos nas temperaturas de 18° C, 22° C e 25° C, respectivamente. De grande importância é o comentário do autor sobre o comportamento pré-toxicidade observado nos ensaios que relata que mesmo os organismos expostos a concentrações não-letais de amônia não-ionizável apresentaram comportamento de natação desorientada e frenética ao longo das câmaras-teste. Efeitos semelhantes a esses foram observados nesse trabalho em concentrações de amônia suficientes para inferir efeitos tóxicos a peixes de diferentes espécies.

Seguindo a mesma linha de pesquisa, COLT & TCHOBANGLIOUS (1976) apresentam a toxicidade de amônia, nitrito e nitrato para jovens de *Ictalurus punctatus*. Os valores de CL50;96h obtidos foram 3,8 mg.L⁻¹, 44 mg.L⁻¹ e 6.200 mg.L⁻¹ para amônia não-ionizada, nitrito e nitrato, respectivamente, em experimentos realizados a temperatura de 30° C.

MORGAN (1977), ao desenvolver ferramentas para o monitoramento da qualidade de efluentes industriais e corpos d'água superficiais, utilizou *Barbus holubi*, um peixe de corredeiras, em experimentos fisiológicos e verificou que concentrações superiores a 1,0 mg.L⁻¹ de Amônia apresentaram efeitos sub-letais alterando a taxa de respiração dos organismos expostos.

Para *Clarias batrachus*, bagre de ampla distribuição mundial, KRAINARA (1988) apresenta como CL50;96h o valor de 4,25 mg.L⁻¹ ao estudar os efeitos da amônia sobre a espécie. Como efeitos sub-letais, o autor apresenta dados nos quais as concentrações entre 0,70 mg.L⁻¹ e 3,50 mg.L⁻¹ foram responsáveis por alterações histológicas nos rins e pela diminuição da reprodução em períodos de exposição de 12 semanas.

Os efeitos da toxicidade da amônia e do nitrato para ovos de *Poecilia reticulata* são apresentados por RUBIN & ELMARAGHY (1977). Os autores apresentam os valores de 199 mg.L⁻¹ e 1,26 mg.L⁻¹ como CL50;72h para nitrato e amônia, respectivamente.

BERTOLETTI (2000) avaliou os efeitos crônicos da amônia para larvas e juvenis de *D. rerio* e obteve concentrações letais medianas iguais a 1,36 mg.L⁻¹ e 1,10 mg.L⁻¹ para larvas e juvenis, respectivamente, em 96 horas de exposição.

Os efeitos ecológicos das observações realizadas nesses experimentos indicam que os peixes expostos as águas do rio Sarapuí tornar-se-iam presas fáceis para predadores menos sensíveis, provocando um sério desequilíbrio trófico e colocando em risco a estabilidade do ecossistema. Essa teoria é confirmada também pelos resultados apresentados por USEPA (1986) no qual apresenta dados para 29 espécies de peixes com valores de CL50;96h entre 0,083 e 4,600 mg.L⁻¹ de amônia.

A concentração de fósforo nas águas do rio Sarapuí é também suficiente para a inferência de efeitos negativos, uma vez que os valores encontrados situam-se muito acima dos valores citados na literatura como tóxicos a diversas espécies de peixes.

Os efeitos tóxicos do fósforo aos peixes estão diretamente relacionados com a cadeia respiratória e com a transformação de hemoglobina em compostos com menor capacidade de carregamento de oxigênio, o que provoca a morte dos organismos por asfixia (CAMARGO *et al.*, 2005).

Para peixes marinhos, FLETCHER (1971) apresenta os resultados dos experimentos com *Asterias vulgaris*. Os dados apresentados indicam a concentração de 15 µg.L⁻¹ foi letal a 50% dos organismos expostos num período de 48h.

BENTLEY *et al.* (1978) avalia a toxicidade do fósforo elementar para organismos aquáticos e cita valores médios de $152 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $87 \mu\text{g.L}^{-1}$ do elemento como responsáveis pelos efeitos tóxicos observados a *Ictalurus punctatus*, uma espécie de bagre de água doce norte-americana, após 24 e 48 horas de exposição, respectivamente.

No mesmo trabalho o autor apresenta os resultados da exposição de organismos da espécie *Pimephales promelas* com diferentes idades a um gradiente de concentração do nutriente. Organismos recém-nascidos, com aproximadamente 1 hora de vida, apresentaram CL50 média de $154 \mu\text{g.L}^{-1}$ nos ensaios com 24, 48 e 96 horas de duração. Para organismos com 7 dias os valores de CL50 foram $93 \mu\text{g.L}^{-1}$, $75 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $74 \mu\text{g.L}^{-1}$ para períodos de exposição de 24, 48 e 96 horas, respectivamente. Com CL50 de $26 \mu\text{g.L}^{-1}$, $25 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $21 \mu\text{g.L}^{-1}$ para 24, 48 e 96 horas, respectivamente, os organismos com 30 dias de idade não apresentaram diferenças significativas na comparação com os resultados dos experimentos com organismos com 60 dias de idade que foram $27 \mu\text{g.L}^{-1}$, $21 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $18 \mu\text{g.L}^{-1}$ para os mesmo períodos de exposição, respectivamente. Isso indica que os organismos mais jovens são mais tolerantes ao nutriente.

Pelos dados apresentados observa-se a menor sensibilidade das espécies de água doce ao fósforo, uma vez que sua abundância no ambiente límnico é maior que no ambiente marinho, além da influência da salinidade nos efeitos tóxicos do nutriente.

Os efeitos sub-agudos observados nos ensaios com *D. rerio* apontam para indícios de toxicidade causados pela intoxicação por fósforo e amônia que, segundo PAN (2005), são compostos de elevada toxicidade a peixes e abundante em águas com altos níveis de matéria orgânica dissolvida, o primeiro por ser um dos subprodutos da decomposição anaeróbia e o segundo por se tratar de um dos elementos mais introduzidos no lançamento de esgotos sem tratamento.

A ineficiência do ensaio para detectar esse tipo de contaminação é discutida por RAND (1995), ZAMBONI (2000) e BOHRER (1995), entre outros, que indicam a necessidade da utilização de outras espécies para que uma abordagem mais completa seja realizada e informações mais precisas sejam geradas.

Nesse contexto as informações fornecidas pelos ensaios de toxicidade aguda com *D. similis* e crônica de curta duração com *S. capricornutum* auxiliam na interpretação e tradução da real situação que se encontra esse corpo hídrico de grande importância para a região.

7.2.3.2 *Selenastrum capricornutum*

Os efeitos observados nos ensaios de toxicidade com *S. capricornutum* assemelham-se, de certa forma, aos resultados observados para *D. rerio*. A interpretação dos resultados baseada na análise dos CI50;96h indica, aparentemente, que os pontos não apresentaram efeitos negativos significativos a *S. capricornutum*. A comparação do crescimento obtido no

controle com o crescimento nas amostras integrais resulta em indícios de toxicidade nos ensaios, o que pode ser explicado através da comparação dos dados apresentados com os obtidos nas referências bibliográficas consultadas.

Observa-se que para as amostras da primeira campanha houve um crescimento substancialmente superior ao controle. Essa condição não foi observada para as outras campanhas para as quais o crescimento na concentração 100% foi significativamente inferior ao do grupo controle.

Os resultados observados nos ensaios de toxicidade crônica com *S. capricornutum* no ponto 1 (montante) indicam que esse é um dos pontos de menor toxicidade à espécie. Os resultados de C150;96H apresentam indícios de toxicidade somente para a campanha de agosto de 2004.

No ensaio com a amostra da campanha de março de 2004, observou-se um crescimento da população exposta à amostra integral superior ao crescimento no grupo controle, exposto somente ao meio de cultura. Esse efeito deve-se, provavelmente, aos elevados níveis de nutrientes nessa matriz.

Para a amostra coletada em agosto de 2004 o desenvolvimento foi significativamente reduzido com crescimento relativo em relação ao grupo controle com cerca de 38% na amostra integral. Os efeitos observados nesse ensaio não podem ser explicados pelos parâmetros físicos e químicos mensurados.

A inibição de 10% no crescimento em relação ao controle para a amostra de maio de 2005 não foi significativa segundo o teste de Williams e, portanto, não se consideram os efeitos inibitórios observados.

Os níveis de nutrientes mensurados para essa amostra são muito elevados e, segundo MARTÍNEZ *et al.* (1999) pode ser passível de inibir o crescimento de alga. O autor apresenta um estudo no qual concentrações de P superiores a 300 μM inibiram o crescimento de *Senedesmus subspicatus*, concentração equivalente a aproximadamente 4,65% do teor de P total encontrado na amostra coletada em maio de 2005.

O ponto 2, localizado na região de lançamento dos efluentes, apresentou maior toxicidade que os pontos 1 e 3. Na zona de mistura nota-se a pouca influência do efluente na toxicidade total da amostra para *S. capricornutum*, uma vez que a variabilidade dos efeitos observados nos ensaios com amostras do efluente não é refletida nos resultados com as amostras do ponto de mistura.

Para a amostra de março de 2004 observou-se a maior toxicidade do efluente e a menor das amostras do ponto de descarte. O crescimento de 214% em relação ao crescimento do grupo controle indica uma condição favorável que incentivou o crescimento das algas. Esse efeito deve-se, provavelmente, a disponibilidade de nutrientes no corpo d'água por consequência das chuvas ocorridas no período que antecedeu a coleta.

Nas amostras das campanhas de agosto de 2004 e maio de 2005 o crescimento observado na amostra bruta adicionada de nutrientes, respectivamente 38% e 33%, indica a presença de algum composto inibidor do crescimento populacional, uma vez que nas diluições da amostra foi observado crescimento das algas em níveis semelhantes aos do controle.

Essa situação aponta para um desequilíbrio ecológico nesse ponto, pois, mantendo-se os efeitos observados nos ensaios de toxicidade, as populações de algas expostas às amostras do rio Sarapuí estariam sujeitas à alterações quer seja na estrutura, quer seja na densidade de células.

Comportamento semelhante pode ser observado para as amostras coletadas no ponto 3, à jusante do lançamento. Nas duas amostras analisadas foi observada CI50;96H maior que 100%, apesar da inibição do crescimento para a amostra 100% de maio de 2005.

Observa-se que para todas as amostras coletadas em março de 2004 foi observado um crescimento significativamente superior ao crescimento do controle. Esse crescimento pode ser explicado pelo fato de essa ser a única campanha realizada após um período de chuvas que, no caso, foi de aproximadamente 80 mm.

SMIL (2000) cita que as chuvas em zonas urbanas são uma das principais fontes de introdução de nutrientes nos rios e lagos, uma vez que o escoamento superficial acaba por facilitar o escoamento dos nutrientes e da matéria orgânica diretamente no corpo d'água.

Em regiões como a Baixada Fluminense, nas quais a rede de esgotamento sanitário é bastante deficiente e ocorrem inúmeros lançamentos irregulares de esgotos e lixo domésticos nos rios e córregos a chuva acaba por propiciar a oxigenação necessária para o aumento da degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, maior dispersão dos nutrientes.

Apesar de autores como SMILL (2000) citarem o período de chuvas como um potencial favorecedor ao aporte de nutrientes nos corpos d'água localizados em áreas urbanas, MARTÍNEZ *et al.* (1999) apresentam dados que comprovam que concentrações de Fósforo muito elevadas são capazes de inibir o crescimento de algumas espécies de algas.

A concentração encontrada nas análises das amostras coletadas em maio de 2005 indica que os níveis de nutrientes, em especial o Fósforo_{total}, encontram-se muitas vezes acima desse limite e nesse caso as chuvas observadas em março de 2003 podem ter proporcionado a diluição da concentração do nutriente nesse corpo d'água e proporcionado condições favoráveis ao crescimento observado nos resultados.

Qualquer que seja a condição identificada, as águas do Rio Sarapuí não apresentaram, durante o período de estudo, condições adequadas ao desenvolvimento de *S. capricornutum*, inabilitando esse corpo d'água ao estabelecimento de comunidades aquáticas, uma vez que o sistema biológico utilizado representa um dos mais importantes elos da cadeia trófica, os produtores primários, responsáveis pela transformação dos nutrientes em biomassa.

7.2.3.3 *Daphnia similis*

Embora a legislação federal apresente a classificação para os corpos d'água com base na concentração de compostos químicos considerados prioritários e na capacidade da manutenção de vida aquática, as amostras de água do Rio Sarapuí apresentaram efeitos tóxicos a *D. similis* tão severos que, independentemente dos resultados das análises físicas e químicas, seriam suficientes para o enquadramento desse corpo d'água na classe menos restritiva, a Classe IV cujo uso preponderante previsto é o transporte fluvial e harmonização paisagística.

Como apresentando anteriormente, os parâmetros pH e Oxigênio dissolvido das amostras de água do Rio Sarapuí mantiveram-se dentro dos limites considerados como ótimos à manutenção da vida aquática, mas os efeitos observados nos ensaios de toxicidade não indicam que esse corpo receptor apresente condições mínimas para a manutenção de uma comunidade equilibrada, conforme já apresentado para *D. rerio* e *S. capricornutum*.

Essa afirmativa é comprovada pelos resultados apresentados nesse trabalho, os quais apresentam letalidade média de 96,67% e 100% à *D. similis*, respectivamente para os pontos um (montante) e dois (ponto de mistura).

A diluição de amostras de águas naturais, embora uma prática de pouca representatividade ecológica por não poder ser reproduzida "*in situ*", apresenta grande valia na comparação e avaliação dos pontos de amostragem. A diluição das amostras possibilitou o cálculo dos respectivos CE50, sendo obtidos os valores médios de 50,10% e 42,77%, respectivamente, para os pontos acima mencionados, e indicam que o ponto de mistura é o de maior toxicidade.

Para as amostras da primeira campanha foi possível observar um gradiente de toxicidade nas águas do rio, embora o espaço entre os pontos de amostragem esteja restrito a 1.200m. Apesar do CE50 para os pontos à montante e na zona de mistura não apresentem variação significativa, observou-se maior toxicidade para a amostra do ponto de mistura, uma vez que a mesma teve como Concentração de Efeito Observado (CEO) a diluição de 40,0%.

Para essas amostras estima-se que a toxicidade tenha sido causada pela alta concentração de sólidos em suspensão, ocasionando um efeito físico ao organismo-teste e/ou ingestão de material particulado contaminado. De acordo com VIJVERBERG (1989) os Cladóceros apresentam um hábito alimentar parcialmente seletivo, no qual a primeira etapa consiste na seleção ativa pelo sabor e uma posterior seleção passiva do tamanho das partículas, sendo essa seletividade menos expressiva do que em outros grupos como Copepoda.

Efeito contrário foi observado na amostra do ponto à jusante do lançamento, cuja concentração de sólidos suspensos visualmente observável foi significativamente menor que nas amostras dos pontos anteriores. Essa amostra não apresentou toxicidade e, ao final dos ensaios, os organismos estavam mais desenvolvidos do que àqueles expostos à água de

diluição (controle). Esse efeito é citado por USEPA (2002b) como uma ocorrência normal em ensaios com amostras de águas naturais ricas em microrganismos que possam servir como fonte de alimento aos organismos-teste.

A segunda campanha de coleta, em agosto de 2004, caracterizou-se pela elevada toxicidade observada no ponto um, que resultou num CE50 igual a 24,17%. Esse foi o efeito mais severo entre todos os ensaios de toxicidade com amostras de água do Rio Sarapuí. Uma característica dessa amostra foi o odor intenso de "ovo podre", típico em ambientes poluídos com intensa atividade microbiana, geralmente associada à elevadas concentrações de H₂S. Em ambientes desse tipo, geralmente predominam bactérias dos gêneros *Beggiatoa* e *Thiotrix*, que promovem a transformação do H₂S a sulfatos à partir da oxidação do oxigênio nas águas (SCHÄFER, 1985).

A amostra do ponto de mistura apresentou toxicidade semelhante à da primeira coleta, embora a salinidade tenha sido alterada de 0,3‰ para 1,2‰. De acordo com LAMEIRA (2004), *D. similis* apresentou CE50 médio igual a 990 mg.L⁻¹ quando exposto ao NaCl, o que equivale a uma Salinidade calculada de 1,0‰. A partir dessa informação presume-se que os efeitos observados nessa amostra devem-se, entre outros, à Salinidade.

Na amostra do ponto 3 (jusante) o desenvolvimento corporal diferenciado foi novamente observado, desta vez a partir da concentração 40,0%. Dos organismos expostos à amostra integral, foi observada imobilidade em 55% destes, sendo essa a única amostra coletada nesse ponto a apresentar toxicidade a *D. similis*.

A última campanha de coleta proporcionou o esclarecimento sobre as questões até então não respondidas. As análises químicas permitiram a identificação de elevadíssimos níveis de Fósforo e Nitrogênio, além de outros compostos em menor intensidade.

Apesar das elevadas concentrações de Fósforo nas águas do Rio Sarapuí, verificou-se que o nutriente não foi fundamental para a toxicidade observada na amostra do ponto à montante do lançamento de efluentes. Essa consideração deve-se ao fato de que a concentração do nutriente nos pontos 1 e 3 foi semelhante, respectivamente 2.080 mg.L⁻¹ e 2.020 mg.L⁻¹, e não foi observada imobilidade nos organismos expostos à amostra do ponto 3.

Embora não tenha sido observado efeito direto do nutriente sobre os organismos, ISLAM & TANAKA (2004) destacam que a eutrofização vem sendo reportada como uma das principais causas das alterações quali-quantitativas na composição das comunidades aquáticas ao redor do mundo. Entre as alterações destaca-se o efeito em cascata, após alteração da estrutura populacional dos consumidores primários que por conseqüência induzem à alteração de toda a comunidade.

O experimento de AIT realizado com a amostra do ponto de mistura coletada em maio de 2005 indicou toxicidade associada aos Sólidos Suspensos, Amônia e Sulfeto.

Observa-se que todos os tratamentos empregados foram eficientes na diminuição da toxicidade, embora manipulações associadas à Filtração nos três diferentes pH trabalhados e a Aeração em pH alcalino foram os mais eficazes ao lado do tratamento em resina aniônica.

A análise química dessa amostra identificou concentrações de $15,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de $\text{N}_{\text{amoniaco}}$ o que resulta numa concentração de NH_3 de $0,72 \text{ mg.L}^{-1}$, valor esse próximo ao limite médio de tolerância de *D. magna* (USEPA, 1999).

A remoção da toxicidade após aeração da amostra em pH alcalino indica presença de Amônia, provável resultante da decomposição da matéria orgânica introduzida nos lançamentos de esgotos domésticos e industriais. O processo que visa a oxidação da amostra teve êxito na identificação da amônia devido ao comportamento de redução da toxicidade em pH elevado, característico desse tipo de contaminante.

O processo de filtração permitiu identificar a associação do material particulado da amostra à toxicidade, confirmando as afirmativas referentes às amostras de coletas anteriores. A redução ou eliminação da toxicidade em tratamentos nos quais houve a remoção dessa fração permitiu identificar uma das vias de exposição mais significativas, a ingestão de alimentos contaminados. USEPA (2002) destaca que essa é uma das mais importantes vias de exposição, geralmente associada a ambientes poluídos ou efluentes industriais.

Associado à poluição por matéria orgânica, a redução da toxicidade em amostras submetidas à aeração com pH 3 indica a presença típica de H_2S , composto associado à decomposição de matéria orgânica, cuja principal característica nos corpos d'água está no cheiro de "ovo podre".

O tratamento das frações com resinas de troca iônica também apresentou resultado significativo na redução da toxicidade. A salinidade de 3,0 ‰ na amostra poderia incitar a uma ponderação sobre a toxicidade proveniente da Salinidade, mas como a redução nessa fração foi exatamente igual à redução nas amostras submetidas somente à filtração não é possível inferir ou estimar qualquer tipo de contribuição desse tratamento em níveis agudos.

A partir dos dados apresentados, verifica-se que o Rio Sarapuí não apresenta condições à manutenção da vida aquática por não suportar comunidades de algas, cladóceros e peixes, e, conseqüentemente, não apresentar condições para o estabelecimento do fluxo energético, necessário à manutenção de comunidades aquáticas.

7.3 ESTIMATIVA DE IMPACTOS ECOLÓGICOS

Os resultados da Estimativa de Impactos Ambientais, a partir dos dados de toxicidade do efluente, mostram efeitos pouco significativos do efluente para o período de estudo dada a qualidade das águas do rio que impossibilita a manutenção da vida aquática.

Essa condição pode ser explicada pelas características naturais do ambiente. Segundo SCHÄFER (1984) os rios apresentam naturalmente um maior nível de matéria orgânica em sua

porção terminal quando comparada com a zona do curso superior, originada dos processos naturais e da introdução de lixiviados e tributários ao longo de seu curso.

No caso do rio Sarapuí essa situação é agravada pela introdução dos esgotos e lixo doméstico diretamente em seu leito ou através de seus tributários, o que potencializa o acúmulo de matéria orgânica e acaba por gerar conseqüências em toda a Bacia da Baía da Guanabara, influenciando até mesmo os processos ecológicos na zona litorânea (SERLA, 1996). Pelos dados gerados nesse trabalho, verifica-se que o acúmulo de substâncias em suas águas ultrapassou a capacidade limite de suporte desse ecossistema, provocando um declínio nas populações aquáticas naturais ao longo dos anos.

Verifica-se que o equilíbrio nesse ecossistema encontra-se seriamente abalado por conseqüência das atividades humanas. O constante lançamento de dejetos não tratados vem comprometendo as águas do rio Sarapuí há muitos anos, culminando num quadro de completa degradação devido ao aumento da concentração de nutrientes e matéria orgânica, que acaba por inviabilizar a dinâmica desse ecossistema.

8 CONCLUSÕES

- Os sistemas biológicos *D. similis* e *C. dubia* apresentaram maior eficiência para detecção dos efeitos tóxicos do efluente do que *S. capricornutum* e *D. rerio*.
- A inibição do crescimento de *S. capricornutum* nos ensaios foi causada pelo efeito aditivo de metais pesados nas amostras de efluente.
- Os efeitos observados nos ensaios de toxicidade aguda com *D. rerio* seja atribuída a efeitos aditivos provocados, principalmente, pelos metais cobre e níquel, com possível contribuição de chumbo.
- Embora substâncias como fenóis, sulfeto e metais tenham contribuído com efeitos aditivos para a toxicidade das amostras de efluente, o primeiro e mais significativo efeito tóxico para *D. similis* e *C. dubia* foi o desequilíbrio iônico provocado pela salinidade.
- Os efeitos observados nos ensaios com amostras de água do rio Sarapuí para *D. rerio* apontam para indícios de toxicidade aguda causados por fósforo e amônia.
- O ponto de descarte foi o que apresentou maior toxicidade entre os analisados no rio Sarapuí devido às elevadas concentrações de sulfeto, amônia e sólidos em suspensão, identificados como principais agentes tóxicos nos experimentos de AIT.
- Embora a estimativa de impactos ecológicos a partir dos dados de toxicidade do efluente sugira impactos de pouca magnitude na água superficial do rio Sarapuí por parte do lançamento de efluentes do Pólo, a qualidade das águas desse rio já apresenta por si só um impedimento à manutenção da vida aquática em suas águas.
- O constante lançamento de esgoto não tratado compromete a qualidade das águas do rio Sarapuí, culminando num quadro de completa degradação devido ao aumento da concentração de nutrientes e matéria orgânica, que acaba por inviabilizar o correto equilíbrio desse ecossistema e suas interações ecológicas naturais.
- O rio Sarapuí não apresenta condições à manutenção da vida aquática por não suportar comunidades de algas, cladóceros e peixes, e, conseqüentemente, não apresentar condições para o estabelecimento do fluxo energético, necessário à manutenção de comunidades aquáticas.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Embora o efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo esteja enquadrado nos padrões de emissão determinados pela legislação estadual, tal condição não impediu que a amostra tenha apresentado toxicidade aos sistemas-teste adotados nesse trabalho. Destaca-se que toda a avaliação foi realizada com amostras de água coletadas na zona superficial, o que impossibilitou qualquer consideração sobre as camadas d'água inferiores, bem como sobre a qualidade dos sedimentos do rio Sarapuí.

Diante desse cenário sugere-se uma revisão na legislação estadual para adequação à Resolução CONAMA 357/05, a qual prevê avaliação de efeitos tóxicos em nível agudo e crônico, não contemplados na atual legislação carioca. Como complemento, propõe-se a adoção de ensaios de toxicidade com organismos bentônicos e marinhos, para avaliação de sedimentos e amostras salinas, respectivamente, de forma a complementar a gestão da qualidade dos corpos d'água no Estado do Rio de Janeiro.

Recomenda-se, adicionalmente, o controle da emissão de cloretos e dos demais íons que conferiram elevada salinidade às amostras do efluente do Pólo Industrial de Belford Roxo, pela TRIBEL S/A, empresa responsável pela Estação de Tratamento de Resíduos Industriais, uma vez que o corpo receptor é um rio de água doce, sujeito à interferências causadas pela salinidade.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMSSOM, M.; DAGE, G.; FORSBERG, L. & GUTERSTAM, B. Toxicity identification evaluation of ammonia, nitrite and heavy metals at the Stensund Wastewater aquaculture plant, Sewden. *Water Science and Technology*. 38 (3):151-157. 1998.

American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation (APHA). *Standard methods for the examination the water and wastewater*. Washington D.C., APHA 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 12.713 Ecotoxicologia Aquática - Ensaio de toxicidade aguda com Daphnia sp.* Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 12714 Ensaio de toxicidade aguda com peixes. Parte 1 – Sistema Estático*. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9897 Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. Rio de Janeiro: ABNT, 1987a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9898 Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. Rio de Janeiro: ABNT, 1987b.

BABIN, M.M.; GARCIA, P.; FERNANDEZ, C.; CARBONELL, G. & TARAZONA, J.V. Toxicological characterization of sludge from sewage treatment plants using toxicity identification evaluation protocols based on in vitro toxicity tests. *Toxicology in vitro*. v.15, n. 4-5, p. 519-524, 2001.

BADARÓ-PEDROSO, C. *Avaliação dos efeitos e identificação da toxicidade da água de produção de petróleo sobre algumas espécies marinhas*. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo (EESC/USP), São Carlos, 1999.

BADARÓ-PEDROSO, C; MELO, S.L.R; RACHID, B.R.F; CARR, R.S. & SANTOS, M.C.F. Determinação das condições de uso do EDTA, Tiosulfato de Sódio e da Alga *Ulva sp.* em estudos de Avaliação e Identificação da Toxicidade de efluentes salinos. In: VI Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia e III Reunião da SETAC Latino-Americana, Setembro, 2000, São Carlos, SP. *Resumos ...* São Carlos. p.127.

BASSOI, L.J., NIETO, R., TREMAROLI, D. *Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos*. São Paulo: CETESB, 1990. 7p. Série Manuais.

BAYER. Disponível em:
<<http://www.bayer.com.br/ContentPI/home.nsf/DocsBySubject/03256B030050870F03256B35006FB167?OpenDocument&nav=FCAO-5MHNP3>>. Acesso em 08 mai 2005. BAYER, 2005a.

BAYER. Disponível em:
<<http://www.bayer.com.br/ContentPI/home.nsf/DocsBySubject/03256B030050870F03256B35006EED6A?OpenDocument&nav=PSPA-5MJGCV>>. Acesso em 08 mai 2005. BAYER, 2005b.

BAY-SCHMITH, E. & OYARCE, G. Analisis de percolados de relleno sanitario mediante TIE (Toxicity Identification Evaluation). In: VI Congreso SETAC Latinoamérica. 20-23 outubro de 2003. Buenos Aires, Argentina. *Libro de Resúmenes...* Buenos Aires, 2003a.

BAY-SCHMITH, E. *Toxicity Identification Evaluation* [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <lebp@net.ipen.br> em novembro de 2003.

BENTLEY, R.E., J.W. DEAN, T.A. HOLLISTER, G.A. LEBLANC, S. SAUTER, B.H. SLEIGHT III & W.G. WILSON. Laboratory Evaluation of the Toxicity of Elemental Phosphorus (P₄) to Aquatic Organisms. *U.S. Army Med. Res. Dev. Command*, Washington, D.C.:105 p. (U.S.NTIS AD-A061785). 1978.

- BERGMAN, H.A. **Risk Assessment: Environmental Hazard Effects**. Pensacola. SetacPress, 1984
- BERTOLETTI, E. Estimativa da carga tóxica de efluentes industriais. **Ambiente**. 4 (1): 054-061, 1990.
- BERTOLETTI, E. **Estimativa de efeitos tóxicos crônicos com Danio rerio (Pisces, Cyprinidae)**. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo (FSA/USP), São Paulo, 2000.
- BOELTER, A.M.; LAMMING, F.N.; FARAG, A.M. Environmental effects of saline oil-field discharges on surface waters. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 11: 1187-1195, 1992.
- BOHRER, M.B.C. **Aplicação do TIE ao efluente de um Pólo Petroquímico utilizando Ceriodaphnia dubia Richard, 1894 (Cladocera, Crustacea)**. 1993. Relatório Técnico (dados não publicados).
- BOHRER, M.B.C. **Biomonitoramento das Lagoas de Tratamento Terciário dos Efluentes Líquidos Industriais (SITEL) do Pólo Petroquímico do Sul, Triunfo, RS, através da Comunidade Zooplânctônica**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), São Carlos. 470 p. 1995.
- BOTTA-PASCHOAL, C.M.R. & ROCHA, O. Proposta de utilização de solubilizado como fase líquida nos estudos de "AIT" de sedimentos contaminados. In: VI Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia e III Reunião da SETAC Latino-Americana, Setembro, 2000, São Carlos, SP. **Resumos ...** São Carlos. p.57.
- BRESCH, H. Investigation of the Long-Term Action of Xenobiotics on Fish with Special Regard to Reproduction. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 6(1):102-112. 1982
- BULUS, M.R.M. **Dados Sarapuí** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <piresleb@terra.com.br> em 05.mar.2003.
- CALOW, P. **Handbook of Ecotoxicology**. Blackwell Science Ltda. Great Britain, 1998.
- CARR, R.S.; NIPPER, M.; BIEDENBACH, J.M.; HOOTEN, R.L.; MILLER, K. & SAEPOFF, S. Sediment toxicity identification evaluation (TIE) studies at marine sites suspected of ordnance contamination. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. 41 (3): 298-307, 2001.
- CHAPMAN, P.M.; BAILEY, H.; CANARIA, E. Toxicity of Total Dissolved Solids associated with two mine effluents to Chironomidae larvae and early life stages of Rainbow trout. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 19 (1): 210-214, 2000.
- COLT, J. & TCHOBANGLIOUS, G. Evaluation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 23 (6): 1549-1560, 1976.
- COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ (CAGECE). **Fabricação de Cloro no próprio local de aplicação**. Disponível em: <http://www.cagece.com.br/informacoestecnicas/agua/fabricacao_cloro/inicio#descricao>. Acesso em 08 mai 2005. BAYER, 2005b.
- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO BÁSICO (CETESB). **Avaliação da toxicidade crônica utilizando Ceriodaphnia dubia Richard, 1894 (Cladocera, Crustacea)**. São Paulo: CETESB, 1991. (Norma Técnica L5 022).
- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO BÁSICO (CETESB). **IET - Índice de Estado Trófico**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp>. Acesso em 21/05/2006. CETESB, 2005

- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO BÁSICO (CETESB). **Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos**. São Paulo: CETESB, 1992.
- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO BÁSICO (CETESB). **Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos**. São Paulo: CETESB, 1997. 2ª ed.
- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO BÁSICO (CETESB). **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 1990.
- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO BÁSICO (CETESB). **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em 21/05/2006.
- COMUNE, A.E. Contabilização econômica do meio ambiente : uma visão geral. In: São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. **Contabilização econômica do meio ambiente**. São Paulo, 1992.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Publicada em 18 de março de 2005. CONAMA, 2005.
- COOMBE, V.T.; MOORE, K.W. & HUTCHINGS, M.J. TIE and TRE: An abbreviated guide to dealing with toxicity. **Water Science Technology**. 39 (10-11): 91-97, 1999.
- DAMATO, M. **Estudo da influência do nível de tratamento de efluentes de refinaria de petróleo na sua toxicidade, empregando diferentes espécies indicadoras**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (POLI/USP), São Paulo. 614 p. 1997.
- DAVE, G & XIU, R. Toxicity of Mercury, Copper, Nickel, Lead, and Cobalt to Embryos and Larvae of Zebrafish, *Brachydanio rerio*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. 21:126-134, 1991.
- DICKERSON, K.K.; HUBERT, W.A.; BERGMAN, H.L. Toxicity assessment of water from lakes and wetlands receiving irrigation drain water. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 15 (7):1097-1101, 1996.
- DORN & COMPERNOLLE. Effluents. In: RAND, G.M. **Fundamentals of aquatic toxicology. Effects, environmental fate and risk assessment**. Washington USA: Taylor & Francis, 1995. 1125p.
- DURHAN, E.J.; LUKASEWYCZ, M. & AMATO, J.R. Extraction and concentration of nonpolar organic toxicants from effluents using solid phase extraction. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 9: 463-466, 1990.
- DWYER, F.J.; BURCH, S.A.; INGERSOLL, C.G. & HUNN, J.B. Toxicity of trace element and saline mixtures to striped bass (*Morone saxatilis*) and *Daphnia magna*. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 11: 513-520, 1992.
- ESPEY, J.L. **Acute Toxicity of Ammonia and Nitrite to Yellow Perch, *Perca flavescens***. Dissertação (Mestrado). North Carolina University, 2003.
- EUROPEAN COMMISSION (EC). **Technical Guidance Document on Risk Assessment**. Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances & Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances. Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Itália, 2003.
- FERNÁNDEZ, C.; CARBONELL, G. & TARAZONA, J.V. Probabilistic approximation to risk assessment of basins by ecotoxicological evaluation. In: POST, D.A. (ed) MODSIM 2003.

- International Congress on Modeling and Simulation. Modeling and Simulation Society of Australia and New Zealand Inc. 2003. Townsville, Australia. **Abstracts ...** 637-641. 2003.
- FLETCHER, G.L. Accumulation of Yellow Phosphorus by Several Marine Invertebrates and Seaweed. *Journal of Fisheries Research Board Canada*. 28(5):793-796. 1971
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DE MEIO AMBIENTE (FEEMA). **Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais**. Rio de Janeiro: FEEMA, 1990a. (NT.213.R-4).
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DE MEIO AMBIENTE (FEEMA). **Critérios e padrões para o lançamento de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: FEEMA, 1986. (NT.202.R-10).
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DE MEIO AMBIENTE (FEEMA). **Justificativa Técnica da NT-213 – Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade de Efluentes Industriais**. Rio de Janeiro: FEEMA, 1990b. (JN-214.R4).
- FUNDAÇÃO SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DE RIOS E LAGOAS (SERLA). **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu/Sarapuí. Ênfase: Controle de Inundações – Termo de Referência. IG-RE-001-R0**. Convênio SERLA- COPPE/UFRJ. Financiamento CEF/BIRD 2975-BR. Rio de Janeiro: Novembro, SERLA 1993.
- FUNDAÇÃO SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DE RIOS E LAGOAS (SERLA). **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu/Sarapuí. Ênfase: Controle de Inundações – Caracterização da Vegetação e Histórico da Ocupação da Bacia do Iguaçu/Sarapuí. IG-RE-005-R0**. Convênio SERLA- COPPE/UFRJ. Financiamento CEF/BIRD 2975-BR. Rio de Janeiro: Março, SERLA 1994.
- FUNDAÇÃO SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DE RIOS E LAGOAS (SERLA). **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu/Sarapuí. Ênfase: Controle de Inundações – Diagnóstico Parcial dos Recursos Hídricos, Usos da Água e Proteção dos Mananciais. IG-RE-015-R0**. Convênio SERLA- COPPE/UFRJ. Financiamento CEF/BIRD 2975-BR. Rio de Janeiro: Maio, SERLA 1995a.
- FUNDAÇÃO SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DE RIOS E LAGOAS (SERLA). **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu/Sarapuí. Ênfase: Controle de Inundações – Meta III: Diagnóstico das Inundações e da Rede de Macro e Mesodrenagem. IG-RE-016-R0**. Convênio SERLA- COPPE/UFRJ. Financiamento CEF/BIRD 2975-BR. Rio de Janeiro: Junho, SERLA 1995b.
- FUNDAÇÃO SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DE RIOS E LAGOAS (SERLA). **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Iguaçu/Sarapuí. Ênfase: Controle de Inundações – Relatório Final. IG-RE-029-R0. vol. 1**. Convênio SERLA- COPPE/UFRJ. Financiamento CEF/BIRD 2975-BR. Rio de Janeiro: Agosto, SERLA 1996.
- GALASSI, S.; BENFENATTI, E. Fractionation and toxicity evaluation of waste waters. *Journal of Chromatography A*. 889: 149-154, 2000.
- GLOBAL WATER PARTNERSHIP (GWP). **Manejo Integrado de recursos hídricos**. Asociación Mundial para el Agua. Estocolmo, Suécia. GWP, 2000.
- GOODFELLOW, W.L., AUSLEY, L.W., BURTON, D.T., DENTON, D.L., DORN, P.B., GROTHE, D.R., HEBER, M.A., NORBERG-KING, T.J., RODGERS-JR, J.N. Major ion toxicity in effluents: a review with permitting recommendations. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 19(1): 175-182, 2000.
- GROTHE D.R., DICKSON K.L., REED-JUDKINS D.K. **Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts**. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Pensacola, FL, USA. 1996.

- GUILHERMINO, L., DIAMANTINO, T.C., RIBEIRO, R., GONCALVES, F., A.M.V.M. SOARES. Suitability of Test Media Containing EDTA for the Evaluation of Acute Metal Toxicity to *Daphnia magna* Straus. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 38(3): 292-295, 1997.
- GULLEY, D.D., BOELTER, A.M., BERGMAN, H.L. **TOXSTAT 3.3**. Computer Program, 1991.
- HAMILTON, M.A., RUSSO, R.C., THURTON, R.V. Trimed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environmental Science and Technology**, New York, 11 (7): 714-719, 1977.
- HARPER, D. **Eutrophication of Freshwaters. Principles, problems and restoration**. London, UK. Chapman & Hall, 1995, 327p.
- INGERSOLL, C.G.; DWYER, F.J.; BURCH, S.A. & HUNN, J.B. The use of freshwater and saltwater animals to distinguish between the toxic effects of salinity and contaminants in irrigation drain water. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 11: 503-511, 1992.
- INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES (IPEN). **Determinação dos Ânions Cloreto e Fluoreto em compostos de Urânio por eletrodos seletivos de íon**. São Paulo: SP: IPEN, 1989. (Procedimento IPEN-QI-049).
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **Determination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea)**. Première édition, Paris, 1982. (ISO 6341). 9p.
- ISLAM M.S. & TANAKA M. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**. 48 (7-8): 624-649
- JIN, H.; YANG, X. YIN, D. YU, H. A case study on identifying the toxicant in effluent discharged from a chemical plant. **Marine Pollution Bulletin**. 39 (1-12): 122-125, 1999.
- KLINE, E.R. & STEKOLL, M.S. The role of Calcium and Sodium in toxicity of an effluent to Mysid Shrimp (*Mysidopsis bahia*). **Environmental Toxicology and Chemistry**. 19 (1): 234-241, 2000.
- KRAINARA, T. **Effects of Ammonia on Walking Catfish, *Clarias batrachus* (Linnaeus)**. Dissertação (Mestrado). Faculty of Fisheries, Kasetsart University, Bangkok, Thailand, 1988.
- LAMEIRA, V. **Validação de *Daphnia laevis* (Crustácea: Branchiopoda) em ensaios de Ecotoxicidade**. Monografia. Universidade de Santo Amaro (UNISA), São Paulo. 2004.
- LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo – avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP): São Paulo. 2004.
- LANGE, M., GEBAUER, W., MARKL, J., NAGEL, R. Comparison of Testing Acute Toxicity on Embryo of Zebrafish, *Brachydanio rerio* and RTG-2 Cytotoxicity as Possible Alternatives to the Acute Fish Test **Chemosphere**. 30(11): 2087-2102, 1995.
- LASHEEN, M.R., SHEHATA, S.A., ALI, G.H. Effect of Cadmium, Copper and Chromium (VI) on the Growth of Nile Water Algae. **Water Air Soil Pollution**. 50(1/2): 19-30. 1990
- LEMBO, A. **E por falar em esgoto ...** Disponível em: <http://www.editorasaraiva.com.br/eddid/ciencias/biblioteca/artigos/esgoto.html>. Acesso em 29/11/2005.
- LEMES, M.J.L. **Avaliação de Metais e Elementos-Traço em Águas e Sedimentos das Bacias Hidrográficas dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo**. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN): São Paulo, 2001.

- MANAHAN, S.E. *Environmental Chemistry*. Monterey, USA: Books/Cole Publishing, 1984. 612p.
- MARTINEZ, M.E.; JIMENEZ, J.M. & EL YOUSFI, F. Influence of phosphorus concentration and temperature on growth and phosphorus uptake by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology*. 67 (3):, 233-240(8), 1999
- METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse*. 3ª Ed. New York: Mcgraw Hill, 2003.
- MORGAN, W.S.G. Biomonitoring with Fish: An Aid to Industrial Effluent and Surface Water Quality Control. *Prog. Water Technol.* 9 (3): 703-711. 1977
- MOUNT, D.R., GULLEY, D.D., HOCKETT, J.R., GARRISON, T.D., EVANS, J.M. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *C. dubia*, *D. magna*, and *P. promelas* (Fathead minnows). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16 (10): 2009-2019, 1997.
- NIETO, R. Caracterização ecotoxicológica de efluentes líquidos industriais. *Saneamento Ambiental*. 74: 30-40, 2001.
- OECD. *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 1982.
- OLIVEIRA, L.M.C & BADARÓ-PEDROSO, C. Aplicação da Fase I do estudo de Avaliação e Identificação da Toxicidade (TIE) de um efluente industrial utilizando o teste embriolarval com *Echinometra lucunter* (Echinodermata: Echinoidea). In: VIII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, Outubro, 2004, Florianópolis, SC. *Resumos ...* Florianópolis, 2004. p.83.
- OZOH, P.T.E. Effect of Lead on Pigment Pattern Formation in Zebrafish (*Brachydanio rerio*) *Buletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 24(2): 276-282. 1980.
- PAUL, M.J & MEYER, J.L. Streams in the urban landscape. *Annual Review Ecology Systematics*. 32: 333-365, 2001.
- Pesticides Database (PAN). *Chemical Toxicity Studies on Aquatic Organisms*. Disponível em: <<http://www.pesticideinfo.org/ListAcquireAll.jsp?RecId=PC34025>>. Acesso em 15 de janeiro de 2006.
- PIETILAINEN, K. Synergistic and Antagonistic Effects of Lead and Cadmium on Aquatic Primary Production. *Proceedings of International Conference on Heavy Metals in the Environment*, Volume II, Toronto, Canada (1975) Part 2: 861-873. 1976.
- PILLARD, D.A.; DuFRESNE, D.L.; CAUDLE, D.D.; TIETGE, J.E.; EVANS, J.M. Predicting the toxicity of major ions in seawater to mysid shrimp (*Mysidopsis bahia*), sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*), and inland silverside minnow (*Menidia beryllina*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 19 (1): 183-191, 2000.
- PIO, A. A água como fator crítico ao Desenvolvimento Sustentável. In: THAME, A.C.M. *A cobrança pelo uso da água*. IQUAL Instituto de Qualificação e Editoração Ltda, 2000.
- PIRES, L.E.B. & BOHRER-MOREL, M.B. "Toxicity Identification Evaluation (TIE)": uma nova abordagem no Monitoramento Ambiental de Efluentes Industriais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS AMBIENTAIS, 2. 03-04 junho, 2002, Santos. *Anais...* Santos, 2000.
- PROVINI, A.; GALASSI, S.; GIAREI, C.; BINELLI, A.; UGHETTA, E.; CAMUSSO, M.; MINGAZZINI, M.; VIGNATI, D. Toxicity Identification Evaluation (TIE) of liquid wastes: A multispecies approach. *Fresenius Environmental Bulletin*. 7 (5A-6A): 421-428, 1999.

- RACHID, B.R.F. **Avaliação ecotoxicológica dos efluentes domésticos lançados pelos sistemas de deposição oceânica da Baixada Santista, SP.** 2002. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo (IO/USP): São Paulo, 2002. 286 p.
- RACHID, B.R.F.; SOUSA, E.C.P.M.; ABESSA, D.M.S. & ZARONI, L.P. Avaliação e Identificação da Toxicidade (TIE) – Aplicação em área afetada por Efluente de Esgoto Doméstico. In: VI Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia e III Reunião da SETAC Latino-Americana, Setembro, 2000, São Carlos, SP. **Resumos ...** São Carlos, 2000. p.135.
- RAND, G.M. **Fundamentals of aquatic toxicology. Effects, environmental fate and risk assessment.** Washington USA: Taylor & Francis, 1995. 1125p.
- RODRIGUES, L.H.R.; ARENZON, A.; RODRIGUEZ, M.T.R. Sensibilidade de *Selenastrum capricornutum* (Chlorellaceae, Chlorophyta). In: VI Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia e III Reunião da SETAC Latino-Americana, Setembro, 2000, São Carlos, SP. **Resumos ...** São Carlos, 2000. p.141.
- RUBIN, A.J. & ELMARAGHY, G.A. Studies on the Toxicity of Ammonia, Nitrate and their Mixtures to Guppy Fry. **Water Research.** 11 (10): 927-935, 1977.
- SCHAEFFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia de águas continentais.** Porto Alegre, RS. Editora da Universidade UFRGS, 1985.
- SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. (SEMADS). **Bacias Hidrográficas e Rios Fluminenses. Síntese Informativa por Macrorregião Ambiental.** Rio de Janeiro: SEMADS, 2001.
- SMIL, V. Phosphorus in the Environment: Natural Flows and Human Interferences. **Annual Review of Energy and the Environment.** 2000. 25:53–88.
- SMOLDERS, S., BERVOETS, L, BLUST, R. In situ laboratory bioassays to evaluate the impact of effluent discharges to receiving aquatic ecosystems. **Environmental Pollution.** 132: 231-243. 2004.
- SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY - EUROPE. **Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments.** 1993. HILL *et al.* (eds.) Netherlands: Workshop on Sediment Toxicity Assessment, 103 p.
- SONZOGNI, W.C., RICHARDSON, W., RODGERS, P., MONTEITH, T.J. Chloride pollution of the Great Lakes. *J. Water Pollution Control Fed.* 55:513-521. *apud* UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Fate and Biological Effects of Cadmium Introduced Into Channel Microcosms.** USEPA, 1979. (EPA-600/3-79-039)
- SPENCER, D.F. & GREENE, R.W. Effects of Nickel on Seven Species of Freshwater Algae. **Environmental Pollution.** 25(4):241-247. 1981.
- TARAZONA, J.V.& ENCINA, F. Evaluación de riesgo ecológico. In: Congresso SETAC - L.A., 7, 2005, Santiago, Chile. **Curso de curta duração...** Santiago: Universidade Andrés Bello, 2005.
- TEET. Disponível em: <http://www.lifesciences.napier.ac.uk/teaching/Eu/FWeu.html>. Acesso em 17.jan.2005.
- TIETGE, E.J.; HOCKETT, RUSSEL, & EVANS, J.M. Major ion toxicity of six produced water to three freshwater species: application of ion toxicity models and TIE procedures. **Environmental Toxicology and Chemistry.** 16. 10: 2002-2008, 1997.
- TINSLEY, D., WHARFE, J. CAMPBELL, D., CHOWN, P., TAYLOR, D., UPTON, J., TAYLOR, C. The Use of Direct Toxicity Assessment in the Assessment and Control of Complex Effluents in the UK: A Demonstration Programme. **Ecotoxicology.** 13: 423-436. 2004.

TRATAMENTO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS DE BELFORD ROXO (TRIBEL). Disponível em: www.tribel.com.br. acesso em 05 agosto 2005.

TRATAMENTO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS DE BELFORD ROXO (TRIBEL). **Treinamento em Sistema de Gestão Ambiental e Gerenciamento de Resíduos**. Treinamento: 1 a 4 de agosto de 2002. Rio de Janeiro. TRIBEL, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Ambient Water Quality Criteria for Chloride - 1988**. Washington, D.C.: USEPA, 1988b. (EPA-440/5-88-001)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Fate and Biological Effects of Cadmium Introduced Into Channel Microcosms**. USEPA, 1979. (EPA-600/3-79-039)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Generalized methodology for conducting industrial toxicity reduction evaluation (TREs)**. Cincinnati, OH: USEPA, 1989. (EPA-600/2-88/070). 250p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guidelines for Ecological Risk Assessment**. Washington, D.C.: USEPA, 1998. (EPA/630/R-95/002F)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method Guidance and Recommendations for Whole Effluent Toxicity (WET) Testing (40 CFR Part 136)**. Washington, D.C.: USEPA, 2000. (EPA 821-B-00-004)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations. Phase I Toxicity Characterization Procedures**. 2ª ed. Washington, D.C.: USEPA, 1991a (EPA - 600/6 - 91/003)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations. Phase II Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity**. Washington, D.C.: USEPA, 1993a. (EPA-600/R-92/080)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations. Phase III Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity**. Washington, D.C.: USEPA, 1993b. (EPA-600/R-92/081)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms**. 4. ed. Washington, D.C.: USEPA, 2002b. (EPA-821-R-02-012).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms**. 3. ed. Cincinnati, OH: USEPA, 2002a. (EPA-821-R-02-013).

VAN HORN, W.M., ANDERSON, J.B., KATZ, M. The Effect of Kraft Pulp Mill Wastes on Some Aquatic Organisms. *Trans. Am. Fish. Soc.* 79:55-63. 1949.

VIJVERBERG, J. Culture techniques for studies on the growth, development, and reproduction of copepods and cladocerans under laboratory and *in situ* conditions. *Freshwater Biology*. 21: 317-373, 1989.

WACHINSKI, A.M. & ETZEL, J.E. **Environmental Ion Exchange: principles and design**. USA, 1997.

WALSH, G.E. & GARNAS, R.L. Determination of bioactivity of chemical fractions of liquid wastes using freshwater and saltwater algae and crustaceans. *Environmental Science and Technology*. 17:180-182. 1983.

WETZEL, R.G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3ª ed. 2001.

WONG, P.T.S. & CHAU, Y.K. Zinc Toxicity to Freshwater Algae. **Toxicity Assessment**. 5(2):167-177. 1990.

YANG, L. YU, H; YIN, D.; JIN, H. Application of the simplified toxicity identification evaluation procedures to a chemical Works effluent. **Chemosphere**. v. 38, n. 15, p. 3571-3577, 1999.

ZAGATTO, P. Ecotoxicologia. In: ZAGATTO, P. & BERTOLETTI, E. (orgs.) **Ecotoxicologia aquática - princípios e aplicações**. São Carlos: RIMA, 2006.

ZAMBONI, A.J. **Caracterização ecotoxicológica do estuário da Lagoa dos Patos no entorno de Rio Grande, RS: fundamentos e técnicas**. 2000. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos (USP/EESC), São Carlos. 185 p.

APÊNDICE I
DADOS BRUTOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia*.

Início do teste 28/3/2003	Final do teste 5/4/2003	Substância-teste Efuate - amostra 4 - Março/2003	Responsável Luiz
------------------------------	----------------------------	---	---------------------

Concentração (mg.L-1)	Data	Nº neonatas										Total		Média			
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	jovens	adultas				
Controle	31/mar
	2/abr	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	5	
	5/abr	12	6	7	7	7	6	4	4	5	12	
	Total	14	8	9	9	9	8	6	5	7	17	92	10	9,2			
0,10%	31/mar	
	2/abr	.	2	2	2	2	2	2	2	3	3	
	5/abr	7	6	4	6	7	6	5	8	10	12	
	Total	7	8	6	8	9	8	7	10	13	15	91	10	9,1			
0,40%	31/mar	
	2/abr	6	3	2	.	.	.	1	.	2	2	
	5/abr	11	13	16	11	12	4	6	6	7	11	
	Total	17	16	18	11	12	4	7	6	9	13	113	10	11,3			
1,60%	31/mar	
	2/abr	
	5/abr	
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
6,25%	31/mar	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	2/abr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	5/abr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
25,00%	31/mar	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	2/abr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	5/abr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Concentração (mg.L-1)	pH				Oxigênio dissolvido				Condutividade			
	31/mar	2/abr	5/abr	Média	31/mar	2/abr	5/abr	Média	31/mar	2/abr	5/abr	Média
Controle	7,12	6,92	7,12	7,05	8,31	7,99	7,78	8,03	166	174	155	165
0,10%	7,09	6,93	7,33	7,12	8,31	7,98	7,69	7,99	201	205	186	197
0,40%	7,20	6,91	7,30	7,14	8,31	7,97	7,74	8,01	289	301	283	291
1,60%	7,36	7,00	7,33	7,23	8,31	7,99	7,61	7,97	659	660	651	657
6,25%	7,61	-	-	7,61	8,31	-	-	8,31	2220	-	-	2220
25,00%	7,89	-	-	7,89	8,31	-	-	8,31	14860	-	-	14860



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
26/4/2006	3/5/2006	Efluente - amostra 5 - Abril/2003	Luiz

Concentração (mg.L-1)	Data	Nº neonatas										Total		Média			
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	jovens	adultas				
Controle	29/abr	44	7	6,3
	1/mai	3	1	2	.	2	4	2	2				
	3/mai	0	4	7	.	8	3	3	3				
	Total	3	5	9	?	10	7	5	5				
0,40%	29/abr	72	7	10,3
	1/mai	7	2	4	3	.	8	2	3				
	3/mai	6	6	5	11	.	4	4	7				
	Total	13	8	9	14	?	12	6	10				
1,60%	29/abr	62	8	7,8
	1/mai	1	.	2	.	1	2	2	4	1	.	.	.				
	3/mai	6	5	4	.	5	8	6	6	9	.	.	.				
	Total	7	5	6	?	6	10	8	10	10	.	.	.				
6,25%	29/abr	0	5	0
	1/mai				
	3/mai	.	.	+	+	+				
	Total	0	0	0	0	0				
25,0%	29/abr	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	0	10	0
	1/mai				
	3/mai				
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
100%	29/abr	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	0	10	0
	1/mai				
	3/mai				
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				

Concentração (mg.L-1)	pH				Oxigênio dissolvido				Condutividade			
	29/abr	1/mai	3/mai	Média	29/abr	1/mai	3/mai	Média	29/abr	1/mai	3/mai	Média
Controle	7,12	6,92	7,12	7,05	8,31	7,99	7,78	8,03	166	174	155	165
0,40%	7,09	6,93	7,33	7,12	8,31	7,98	7,69	7,99	201	205	186	197
1,60%	7,20	6,91	7,30	7,14	8,31	7,97	7,74	8,01	289	301	283	291
6,25%	7,36	7,00	7,33	7,23	8,31	7,99	7,61	7,97	659	660	651	657
25,0%	7,61	.	.	7,61	8,31	.	.	8,31	2220	.	.	2220
100%	7,89	.	.	7,89	8,31	.	.	8,31	14860	.	.	14860



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
10/10/2003	14/10/2003	Efluente - amostra 6 - Outubro/2003	Luiz

Concentração (mg.L-1)	Data	Nº neonatas										Total		Média		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	jovens	adultas			
Controle	11/out
	14/out	6	6	1	6	0	8	3	8	6	5
	Total	6	6	1	6	0	8	3	8	6	5	49	10	4,9		
0,40%	11/out
	14/out	2	2	2	0	4	2	4	3	2	6
	Total	2	2	2	0	4	2	4	3	2	6	27	10	2,7		
1,02%	11/out
	14/out	2	4	4	5	6	4	4	4	4	3
	Total	2	4	4	5	6	4	4	4	4	3	40	10	4		
2,56%	11/out
	14/out	0	4	+	0	0	1	4	3	2	4
	Total	0	4	0	0	0	1	4	3	2	4	18	10	1,8		
6,40%	11/out
	14/out	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0		
16,00%	11/out
	14/out	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0		

Concentração (mg.L-1)	pH				Oxigênio dissolvido				Condutividade			
	11/out	14/out		Média	11/out	14/out		Média	11/out	14/out		Média
Controle	7,43	7,76	-	7,60	7,27	6,62	-	6,95	191	163	-	177
0,40%	7,57	8,02	-	7,80	7,25	-	-	7,25	281	184	-	233
1,02%	7,65	8,20	-	7,93	7,22	-	-	7,22	631	-	-	631
2,56%	7,82	7,97	-	7,90	7,21	6,60	-	6,91	1273	623	-	948
6,40%	7,99	-	-	7,99	7,25	-	-	7,25	2720	1247	-	1984
16,00%	8,14	-	-	8,14	7,04	-	-	7,04	6220	2900	-	4560



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
28/2/2004	6/3/2004	Efluente - amostra 7 - Janeiro/2004	Luiz

Concentração (mg.L-1)	Data	Nº neonatas										Total		Média	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	juvens	adultas		
Controle	1/mar	162	10	16,2
	4/mar	10	17	11	8	10	10	11	8	6	7				
	6/mar	4	4	4	8	6	5	9	10	6	8				
	Total	14	21	15	16	16	15	20	18	12	15				
0,40%	1/mar	179	10	17,9	
	4/mar	9	12	12	8	11	4	11	20	10	12				
	6/mar	9	9	10	8	10	8	5	0	5	6				
	Total	18	21	22	16	21	12	16	20	15	18				
1,02%	1/mar	158	10	15,8	
	4/mar	21	6	12	15	3	11	10	12	1	9				
	6/mar	6	10	10	2	8	6	0	6	2	8				
	Total	27	16	22	17	11	17	10	18	3	17				
2,56%	1/mar	166	10	16,6	
	4/mar	4	8	12	11	14	9	10	11	3	11				
	6/mar	9	12	8	8	6	5	9	5	5	6				
	Total	13	20	20	19	20	14	19	16	8	17				
6,40%	1/mar	106	10	10,6	
	4/mar	10	13	12	8	7	5	4	14	9	11				
	6/mar	8	0	+	+	0	0	0	0	0	5				
	Total	18	13	12	8	7	5	4	14	9	16				
16,0%	1/mar	0	10	0	
	4/mar	+	+	+	+	+	+	+	+	+					
	6/mar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				

Concentração (mg.L-1)	pH				Oxigênio dissolvido				Condutividade			
	1/mar	4/mar	6/mar	Média	1/mar	4/mar	6/mar	Média	1/mar	4/mar	6/mar	Média
Controle	7,60	7,50	7,60	7,57	6,40	7,20	6,00	6,53	162	185	193	180
0,40%	7,70	7,80	7,70	7,73	6,40	7,30	5,90	6,53	189	192	247	210
1,02%	7,90	7,90	7,70	7,83	6,30	7,30	5,80	6,47	242	342	366	317
2,56%	8,10	7,90	7,80	7,93	6,30	7,30	5,80	6,47	402	796	648	615
6,4%	8,10	7,90	7,80	7,93	6,40	7,30	5,80	6,50	682	1440	1309	1144
16%	8,20	8,00	7,90	8,03	6,40	7,30	5,80	6,50	1360	3120	2740	2407



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia*.

Início do teste 30/3/2004	Final do teste 6/4/2004	Substância-teste Efuate - amostra 8 - Março/2004	Responsável Luiz
------------------------------	----------------------------	---	---------------------

Concentração (mg.L-1)	Data	Nº neonatas										Total		Média			
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	jovens	adultas				
Controle	1/abr
	3/abr	.	4	4	3	4	6	4	4	4
	6/abr	5	8	5	10	7	6	6	5	0	2
	Total	5	12	9	13	11	12	10	9	4	2	87	10	8,7			
0,40%	1/abr
	3/abr	3	2	0	4	4	2	0	2	3	3
	6/abr	10	5	8	5	6	4	6	10	6	7
	Total	13	7	8	9	10	6	6	12	9	10	90	10	9,0			
1,02%	1/abr
	3/abr	3	2	4	4	4	4	2	2	2	4
	6/abr	6	4	10	8	6	7	8	10	8	10
	Total	9	6	14	12	10	11	10	12	10	14	108	10	10,8			
2,56%	1/abr
	3/abr	0	0	2	+	3	4	2	2	0	2
	6/abr	4	4	2	-	2	2	4	1	0	6
	Total	4	4	4	0	5	6	6	3	0	8	40	10	4			
6,40%	1/abr
	3/abr	.	+	1
	6/abr	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
	Total	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0,1			
16,0%	1/abr	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	3/abr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6/abr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0			

Concentração (mg.L-1)	pH				Oxigênio dissolvido				Condutividade			
	1/abr	3/abr	6/abr	Média	1/abr	3/abr	6/abr	Média	1/abr	3/abr	6/abr	Média
Controle	7,44	7,40	7,28	7,37	6,91	6,68	6,97	6,85	172	177	177	175
0,40%	7,58	7,69	7,63	7,63	7,12	6,58	6,95	6,88	248	281	260	263
1,02%	7,50	7,66	7,67	7,61	7,01	6,46	6,90	6,79	360	415	408	394
2,56%	7,47	7,64	7,64	7,58	6,95	6,41	6,82	6,73	634	710	715	686
6,4%	7,39	7,76	7,64	7,60	6,89	6,38	6,76	6,68	1269	1323	1315	1302
16%	7,25	-	-	7,25	6,98	6,21	-	6,60	2770	2790	-	2780



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 1 (Novembro/2002)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	-	-	0	0	7,04	7,84	7,80	-	151	161
6,13	0	1	-	-	1	10	7,04	8,04		-	-	-
12,50	3	5	-	-	8	80	7,08	8,11		-	-	-
25,0	5	5	-	-	10	100	7,12	-		-	-	-
50,0	5	5	-	-	10	100	7,10	-		-	> 20000	> 20000
100	5	5	-	-	10	100	7,15	7,69	7,10	-	> 20000	> 20000



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 2 (Dezembro/2002)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,08	7,20	7,86	-	142	151
6,13	0	0	0	0	0	0	7,48	7,24	7,86	-	146	155
12,50	0	0	0	0	0	0	7,54	7,45	7,86	-	174	183
25,0	0	0	0	0	0	0	7,63	7,58	7,86	-	417	429
50,0	1	0	0	0	1	5	8,15	7,87	7,86	-	3070	2800
100	5	5	5	5	20	100	8,51	8,74	7,05	-	30700	23300



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 3 (Janeiro/2003)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	1	0	1	5	7,23	-	8,26	-	131	-
6,13	1	0	0	0	1	5	7,39	-	8,26	-	2480	-
12,50	0	0	1	2	3	15	7,47	-	8,26	-	5820	-
25,0	3	2	5	5	15	75	7,59	-	8,26	-	21000	-
50,0	5	5	5	5	20	100	7,77	-	8,26	-	> 20000	-
100	5	5	5	5	20	100	7,96	-	6,58	-	> 20000	-



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 4 (Março/2003)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,12		8,31	7,58	166	170
0,10	0	0	0	0	0	0	7,09		8,31	7,58	201	198
0,40	0	0	0	0	0	0	7,20		8,31	7,58	289	289
1,60	1	2	2	3	8	40	7,36		8,31	7,58	659	645
6,25	5	5	5	5	20	100	7,61		8,31	7,58	2220	2340
25,0	5	5	5	5	20	100	7,89		8,31	7,58	14860	21900
100	5	5	5	5	20	100	7,92		8,00	7,58	36100	> 20000



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 5 (Abril/2003)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,15	7,63	8,21	7,21	142	325
0,40	0	0	0	0	0	0	7,21	7,65	8,21	7,21	333	-
1,60	0	0	0	0	0	0	7,23	7,71	8,21	7,21	736	-
6,25	2	2	2	0	6	30	7,41	8,02	8,21	7,21	3160	-
25,0	5	5	5	5	20	100	7,55	7,91	8,21	7,21	> 20000	> 20000
100	5	5	5	5	20	100	7,51	8,12	5,63	7,21	> 20000	> 20000



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 6 (Outubro/2003)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,43	7,51	7,27	7,78	191	178
0,41	0	0	0	0	0	0	7,57	7,54	7,25	7,72	281	353
1,02	0	0	0	0	0	0	7,65	7,62	7,22	7,63	631	609
2,56	0	0	0	0	0	0	7,82	7,78	7,21	7,62	1273	1239
6,40	0	1	1	3	5	25	7,99	7,99	7,25	7,52	2720	2580
16,0	5	5	5	5	20	100	8,14	8,32	7,04	7,48	6220	6060
40,0	5	5	5	5	20	100	8,18	8,51	6,39	7,12	14080	13740
100	5	5	5	5	20	100	8,13	8,59	5,19	-	> 20000	> 20000



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 7 (Janeiro/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,58	8,18	6,37	6,40	162	164
0,41	0	0	0	0	0	0	7,68	8,09	6,35	6,31	189	186
1,02	0	0	0	0	0	0	7,88	8,05	6,31	6,30	242	236
2,56	0	0	0	0	0	0	8,10	8,02	6,28	6,19	402	387
6,40	0	1	0	0	1	5	8,14	8,12	6,36	6,17	682	646
16,0	0	0	0	0	0	0	8,18	8,21	6,36	5,98	1360	1343
40,0	-	1	0	3	4	20	8,27	8,42	6,04	5,81	3390	3470
100	5	5	5	5	20	100	8,30	8,94	5,53	5,59	18700	15360



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 8 (Março/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,44	8,06	6,91	6,37	172	189
0,41	0	0	0	0	0	0	7,58	8,02	7,12	6,35	248	254
1,02	0	0	0	0	0	0	7,50	8,05	7,01	6,34	360	364
2,56	0	0	1	1	2	10	7,47	8,06	6,95	6,38	634	637
6,40	2	1	0	1	4	20	7,39	8,10	6,89	6,29	1269	1291
16,0	5	5	5	5	20	100	7,25	8,14	6,93	6,28	2770	2830
40,0	5	5	5	5	20	100	7,06	8,32	6,71	6,14	6290	6440
100	5	5	5	5	20	100	6,92	8,33	6,53	5,95	13750	14080



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 9 (Abril/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,43	7,59	6,70	8,20	178	184
0,41	0	0	0	0	0	0	7,19	7,69	6,70	8,10	299	312
1,02	0	0	0	0	0	0	7,31	7,84	6,80	8,10	423	428
2,56	0	0	0	0	0	0	7,43	7,93	6,80	7,90	786	799
6,40	0	0	0	0	0	0	7,47	8,21	6,90	7,90	1596	1634
16,0	2	0	2	0	4	20	7,73	8,48	6,80	8,00	3660	3840
40,0	5	5	5	5	20	100	7,94	8,88	6,70	8,00	8770	7890
100	5	5	5	5	20	100	8,16	-	6,00	-	20100	-



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 10 (Maio/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,43	7,57	6,70	8,00	178	184
0,41	0	0	0	0	0	0	7,24	8,21	6,70	8,00	299	330
1,02	0	0	0	0	0	0	7,29	8,18	6,80	7,90	461	480
2,56	0	0	0	0	0	0	7,38	8,21	6,80	7,90	858	883
6,40	0	0	0	0	0	0	7,41	8,25	6,90	8,10	870	907
16,0	0	0	0	0	0	0	7,60	8,34	6,80	8,10	1791	1775
40,0	3	2	4	3	12	60	7,86	8,60	6,70	8,20	4320	4450
100	5	5	5	5	20	100	8,10	-	6,00	-	21400	-



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 11 (Junho/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,43	7,55	6,10	6,30	181	175
0,41	0	0	0	0	0	0	7,45	7,49	6,20	6,20	302	303
1,02	0	0	0	0	0	0	7,42	7,52	6,80	6,20	490	501
2,56	0	0	0	0	0	0	7,49	7,58	6,70	6,20	910	937
6,40	0	0	0	0	0	0	7,54	7,72	6,80	6,10	2010	2020
16,0	5	4	5	5	19	95	8,10	7,99	6,80	6,20	4570	4810
40,0	5	5	5	5	20	100	8,06	8,35	6,90	6,20	10470	11250
100	5	5	5	5	20	100	8,05	8,55	7,00	6,40	22400	21200



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 12 (Agosto/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,60	7,57	6,90	7,60	190	237
0,41	0	0	0	0	0	0	8,00	7,91	6,30	7,30	420	459
1,02	0	0	0	0	0	0	8,06	7,89	6,20	7,20	736	799
2,56	0	0	0	0	0	0	8,14	7,93	6,30	7,20	1469	1583
6,40	4	4	4	5	17	85	8,24	8,04	6,30	7,30	3320	3600
16,0	5	5	5	5	20	100	8,44	8,18	6,20	7,30	7220	8000
40,0	5	5	5	5	20	100	8,47	8,41	6,10	6,60	16370	17640
100	5	5	5	5	20	100	8,44	8,60	5,90	6,30	37800	39900



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
		Efluente - amostra 13 (Maio/2005)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,00	7,38	8,30	8,50	160	157
3,13	2	2	0	0	4	20	7,87	7,65	8,30	7,50	1026	1013
6,25	5	5	5	5	20	100	8,31	7,75	8,30	7,50	2100	2190
12,50	5	5	5	5	20	100	8,65	7,97	8,30	7,40	4820	5120
25,0	5	5	5	5	20	100	8,85	8,26	8,30	7,40	11700	14320
50,0	5	5	5	5	20	100	8,96	8,46	8,30	7,00	> 20000	> 20000
100,0	5	5	5	5	20	100	9,00	8,82	3,20	3,20	> 20000	> 20000



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Danio rerio*

Início do teste 03/02/04	Final do teste 07/02/04	Substância-teste Efluente - amostra 7 (Janeiro/2004)	Responsável TRIBEL
-----------------------------	----------------------------	---	-----------------------

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis	
	24h	48h	72h	96h	total	%
Controle	0	0	0	0	0	0
3,13	0	0	0	0	0	0
6,25	0	0	0	0	0	0
12,50	0	0	0	0	0	0
25,0	0	0	0	0	0	0
50,0	0	1	5	4	10	100

pH

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,4	7,1	7,1	7,1	7,6	7,1	0,2
3,13%	7,4	7,0	7,5	7,8	8,0	7,5	0,4
6,25%	7,4	7,2	7,6	7,8	7,9	7,6	0,3
12,50%	7,3	7,4	7,7	7,9	7,9	7,7	0,3
25,0%	7,3	7,7	8,0	8,1	8,1	8,0	0,3
50,0%	7,3	7,7	8,1	-	-	7,7	0,4

Cond

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	423	418	423	426	430	423	4
3,13%	1653	1624	1635	1644	1651	1644	12
6,25%	2800	2710	2770	2790	2800	2790	38
12,50%	4700	4820	4850	4870	4890	4850	75
25,0%	9150	8980	9040	9060	9090	9060	63
50,0%	16940	16670	16750	-	-	16750	139

OD

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	9,1	9,9	9,4	7,6	7,6	9,1	1,1
3,13%	9,1	9,1	8,7	8,0	7,8	8,7	0,6
6,25%	9,2	9,6	8,6	7,9	7,8	8,6	0,8
12,50%	8,9	9,4	7,7	7,9	7,9	7,9	0,7
25,0%	9,1	9,8	7,6	8,1	8,1	8,1	0,9
50,0%	8,4	9,6	6,9	-	-	8,4	1,4



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Danio rerio*

Início do teste 16/03/04	Final do teste 20/03/04	Substância-teste Efluente - amostra 8 (Março/2004)	Responsável TRIBEL
-----------------------------	----------------------------	---	-----------------------

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis	
	24h	48h	72h	96h	total	%
Controle	0	0	0	0	0	0
3,13	0	0	0	0	0	0
6,25	0	0	0	0	0	0
12,50	0	0	0	0	0	0
25,0	0	0	0	1	1	10
50,0	0	1	2	2	5	50

pH

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,8	7,6	7,6	7,4	7,3	7,6	0,2
3,13%	7,6	7,6	7,5	7,6	7,6	7,6	0,0
6,25%	7,5	7,6	7,6	7,7	7,7	7,6	0,1
12,50%	7,4	7,6	7,7	7,7	7,7	7,7	0,1
25,0%	7,3	7,7	7,8	8,0	7,9	7,8	0,3
50,0%	7,2	7,8	8,0	8,1	8,0	8,0	0,4

Cond

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	162	164	166	167	169	166	3
3,13%	1091	1088	1100	1120	1116	1100	14
6,25%	2010	2010	2030	2030	2050	2030	17
12,50%	3580	3580	3610	3610	3650	3610	29
25,0%	6730	6740	6790	6780	6860	6780	51
50,0%	12490	12530	12640	12670	12810	12640	126

OD

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	6,4	6,8	7,4	7,3	6,4	6,8	0,5
3,13%	6,8	6,6	6,3	7,6	6,5	6,6	0,5
6,25%	7,0	6,7	6,9	7,7	6,5	6,9	0,5
12,50%	7,0	6,3	6,8	7,8	6,1	6,8	0,7
25,0%	6,9	6,3	6,7	7,9	6,0	6,7	0,7
50,0%	6,9	6,2	6,0	8,0	4,2	6,2	1,4



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Danio rerio*

Início do teste 04/05/04	Final do teste 06/05/04	Substância-teste Efluente - amostra 9 (Abril/2004)	Responsável TRIBEL
-----------------------------	----------------------------	---	-----------------------

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis	
	24h	48h	72h	96h	total	%
Controle	0	0	-	-	0	0
3,13	0	0	-	-	0	0
6,25	0	0	-	-	0	0
12,50	0	0	-	-	0	0
25,0	0	2	-	-	2	20
50,0	1	9	-	-	10	100

pH

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,2	7,0	7,6	-	-	7,2	0,3
3,13%	7,9	7,2	7,3	-	-	7,3	0,4
6,25%	7,8	7,2	7,4	-	-	7,4	0,3
12,50%	7,8	7,4	7,6	-	-	7,6	0,2
25,0%	7,7	7,6	7,8	-	-	7,7	0,1
50,0%	7,7	7,9	8,0	-	-	7,9	0,2

Cond

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	211	209	212	-	-	211	2
3,13%	944	951	951	-	-	951	4
6,25%	1663	1677	1682	-	-	1677	10
12,50%	3040	3080	3090	-	-	3080	26
25,0%	5590	5690	5710	-	-	5690	64
50,0%	10430	10640	10700	-	-	10640	142

OD

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,9	8,7	6,0	-	-	7,9	1,4
3,13%	8,3	5,9	5,1	-	-	5,9	1,7
6,25%	8,3	5,8	5,1	-	-	5,8	1,7
12,50%	8,3	5,8	5,3	-	-	5,8	1,6
25,0%	8,1	5,8	4,0	-	-	5,8	2,1
50,0%	7,0	5,9	2,5	-	-	5,9	2,3



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Danio rerio*

Início do teste 10/05/04	Final do teste 14/05/04	Substância-teste Efluente - amostra 10 (Maio/2004)	Responsável TRIBEL
-----------------------------	----------------------------	---	-----------------------

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis	
	24h	48h	72h	96h	total	%
Controle	0	0	0	0	0	0
3,13	0	0	0	0	0	0
6,25	0	0	0	0	0	0
12,50	0	0	0	0	0	0
25,0	0	0	2	2	4	40
50,0	1	2	7	-	10	100

pH

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,7	7,8	7,7	7,6	7,5	7,7	0,1
3,13%	7,7	7,5	7,6	7,3	7,6	7,6	0,2
6,25%	7,7	7,5	7,6	7,4	7,7	7,6	0,1
12,50%	7,5	7,6	7,6	7,4	7,9	7,6	0,2
25,0%	7,3	7,8	7,6	7,3	7,9	7,6	0,3
50,0%	7,2	7,9	7,6	7,4	8,0	7,6	0,3

Cond

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	177	176	175	175	180	176	2
3,13%	1890	1900	1910	1920	1920	1910	13
6,25%	2430	2440	2450	2460	2460	2450	13
12,50%	3900	3980	3900	3920	3970	3920	38
25,0%	7740	7780	7800	7810	7880	7800	51
50,0%	14510	14520	14530	14550	14580	14530	28

OD

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	8,7	9,2	9,1	8,2	7,0	8,7	0,9
3,13%	8,9	8,0	7,6	6,6	7,0	7,6	0,9
6,25%	8,6	7,4	7,4	7,0	6,7	7,4	0,7
12,50%	8,6	7,4	7,4	6,9	6,7	7,4	0,7
25,0%	8,7	7,9	7,6	7,0	7,0	7,6	0,7
50,0%	8,6	8,0	7,9	7,3	6,8	7,9	0,7



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Danio rerio*

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
15/06/04	19/06/04	Efluente - amostra 11 (Junho/2004)	TRIBEL

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis	
	24h	48h	72h	96h	total	%
Controle	0	0	0	0	0	0
3,13	0	0	0	0	0	0
6,25	0	0	0	0	0	0
12,50	0	0	0	0	0	0
25,0	0	0	0	0	0	0
50,0	0	0	1	2	3	30

pH

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,4	7,2	6,9	7,5	7,3	7,3	0,2
3,13%	7,4	7,5	7,3	7,5	7,5	7,5	0,1
6,25%	7,4	7,6	7,4	7,6	7,5	7,5	0,1
12,50%	7,4	7,6	7,5	7,6	7,8	7,6	0,1
25,0%	7,3	7,7	7,9	8,0	8,1	7,9	0,3
50,0%	7,2	7,8	8,1	8,3	8,3	8,1	0,5

Cond

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	136	137	140	140	143	140	3
3,13%	2170	2180	2210	2210	2230	2210	24
6,25%	2270	2280	2320	2310	2340	2310	29
12,50%	4200	4220	4280	4280	4320	4280	49
25,0%	7660	7700	7810	7810	7890	7810	93
50,0%	14770	14760	14990	15000	15160	14990	170

OD

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,7	7,0	6,4	8,1	7,4	7,4	0,7
3,13%	7,6	7,4	7,6	8,2	7,7	7,6	0,3
6,25%	7,6	7,3	7,7	8,3	7,9	7,7	0,4
12,50%	7,5	7,6	7,9	8,4	7,9	7,9	0,4
25,0%	7,2	7,6	7,7	8,4	8,0	7,7	0,4
50,0%	6,2	7,6	7,7	8,5	7,8	7,7	0,8



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Danio rerio*

Início do teste 25/08/04	Final do teste 27/08/04	Substância-teste Efluente - amostra 12 (Agosto/2004)	Responsável TRIBEL
-----------------------------	----------------------------	---	-----------------------

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis	
	24h	48h	72h	96h	total	%
Controle	0	0	-	-	0	0
3,13	0	0	-	-	0	0
6,25	0	0	-	-	0	0
12,50	0	0	-	-	0	0
25,0	0	0	-	-	0	0
50,0	0	10	-	-	10	100

pH

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,4	7,3	6,0	-	-	7,3	0,8
3,13%	7,6	7,4	7,6	-	-	7,6	0,1
6,25%	7,6	7,6	7,8	-	-	7,6	0,1
12,50%	7,6	7,6	7,8	-	-	7,6	0,1
25,0%	7,7	8,0	7,6	-	-	7,7	0,2
50,0%	7,6	7,9	7,4	-	-	7,6	0,3

Cond

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	139	178	317	-	-	178	94
3,13%	1345	1900	3000	-	-	1900	842
6,25%	2750	4300	6200	-	-	4300	1728
12,50%	4760	7600	10700	-	-	7600	2971
25,0%	9090	12100	20400	-	-	12100	5858
50,0%	16730	22200	37700	-	-	22200	10877

OD

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	8,6	6,6	6,0	-	-	6,6	1,4
3,13%	9,2	6,0	1,0	-	-	6,0	4,1
6,25%	9,0	6,1	5,2	-	-	6,1	2,0
12,50%	8,9	5,8	6,2	-	-	6,2	1,7
25,0%	8,7	6,7	6,4	-	-	6,7	1,3
50,0%	8,6	5,5	6,3	-	-	6,3	1,6



LABORATORIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Danio rerio*

Início do teste 16/03/04	Final do teste 20/03/04	Substância-teste Efluente - amostra 13 (Maio/2005)	Responsável Luiz
-----------------------------	----------------------------	---	---------------------

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis	
	24h	48h	72h	96h	total	%
Controle	0	0	-	-	0	0
50,0	0	0	-	-	0	0
100	5	5	-	-	10	100

pH

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	7,4	-	7,2	-	-	7,3	0,2
50,0%	9,0	-	7,9	-	-	8,5	0,8
100%	9,0	-	9,0	-	-	9,0	0,0
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-

Cond

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	144,2	-	143,0	-	-	143,6	0,8
50,0%	>20000	-	>20000	-	-	-	-
100%	>20000	-	>20000	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-

OD

Concentração	inicial	24h	48h	72h	96h	Média	D.P.
Controle	8,4	-	5,3	-	-	6,9	2,2
50,0%	7,1	-	5,0	-	-	6,1	1,5
100%	5,9	-	4,3	-	-	5,1	1,1
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-

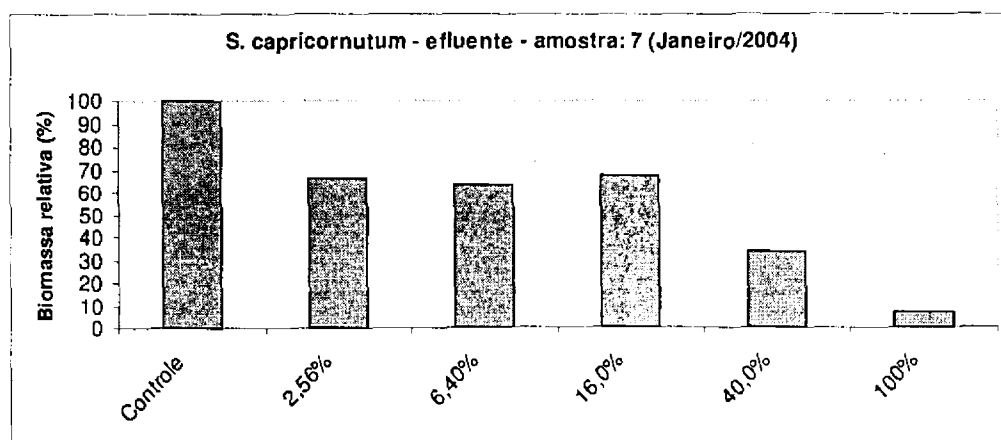
Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutum

Início: 1/3/2004 Final: 4/3/2004

Amostra		Concentração inicial da alga (céls/ml)
Tipo	Identificação	
EFLUENTE	7 Janeiro/04	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	1,90E+06	6,03E+04	100
	2	2	2,00E+04	1,95E+06		
	3	3	2,00E+04	1,83E+06		
	Média		2,00E+04	1,89E+06		
2,56%	4	1	2,00E+04	1,18E+06	1,72E+05	66
	5	2	2,00E+04	1,13E+06		
	6	3	2,00E+04	1,45E+06		
	Média		2,00E+04	1,25E+06		
6,40%	7	1	2,00E+04	1,26E+06	6,51E+04	63
	8	2	2,00E+04	1,13E+06		
	9	3	2,00E+04	1,20E+06		
	Média		2,00E+04	1,20E+06		
16,0%	10	1	2,00E+04	1,39E+06	1,35E+05	68
	11	2	2,00E+04	1,32E+06		
	12	3	2,00E+04	1,13E+06		
	Média		2,00E+04	1,28E+06		
40,0%	13	1	2,00E+04	6,20E+05	3,21E+04	34
	14	2	2,00E+04	6,70E+05		
	15	3	2,00E+04	6,10E+05		
	Média		2,00E+04	6,33E+05		
100%	16	1	2,00E+04	1,60E+05	3,51E+04	7
	17	2	2,00E+04	1,30E+05		
	18	3	2,00E+04	9,00E+04		
	Média		2,00E+04	1,27E+05		

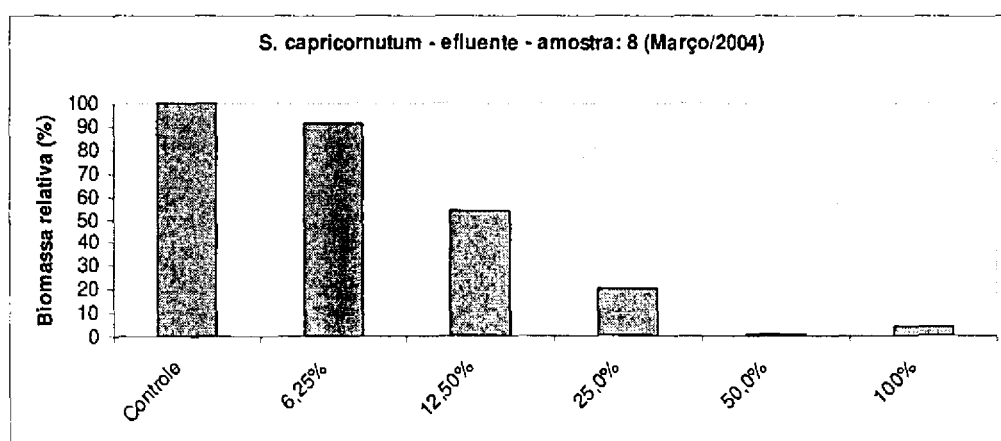


Teste de avaliação da toxicidade crônica:

*Selenastrum capricornutum*Início: 31/3/2004 Final: 4/4/2004

Amostra			Concentração inicial da alga (célis/ml)
Tipo	Identificação		
EFLUENTE	8	Março/04	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	2,04E+06	3,33E+05	100
	2	2	2,00E+04	1,91E+06		
	3	3	2,00E+04	2,54E+06		
	Média		2,00E+04	2,16E+06		
6,25%	4	1	2,00E+04	1,94E+06	1,72E+05	91
	5	2	2,00E+04	1,81E+06		
	6	3	2,00E+04	2,15E+06		
	Média		2,00E+04	1,97E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	1,23E+06	2,96E+05	54
	8	2	2,00E+04	1,42E+06		
	9	3	2,00E+04	8,40E+05		
	Média		2,00E+04	1,16E+06		
25,0%	10	1	2,00E+04	4,30E+05	1,53E+04	20
	11	2	2,00E+04	4,10E+05		
	12	3	2,00E+04	4,40E+05		
	Média		2,00E+04	4,27E+05		
50,0%	13	1	2,00E+04	2,00E+04	3,06E+04	1
	14	2	2,00E+04	6,00E+04		
	15	3	2,00E+04	0,00E+00		
	Média		2,00E+04	2,67E+04		
100%	16	1	2,00E+04	2,00E+04	7,64E+04	4
	17	2	2,00E+04	7,00E+04		
	18	3	2,00E+04	1,70E+05		
	Média		2,00E+04	8,67E+04		



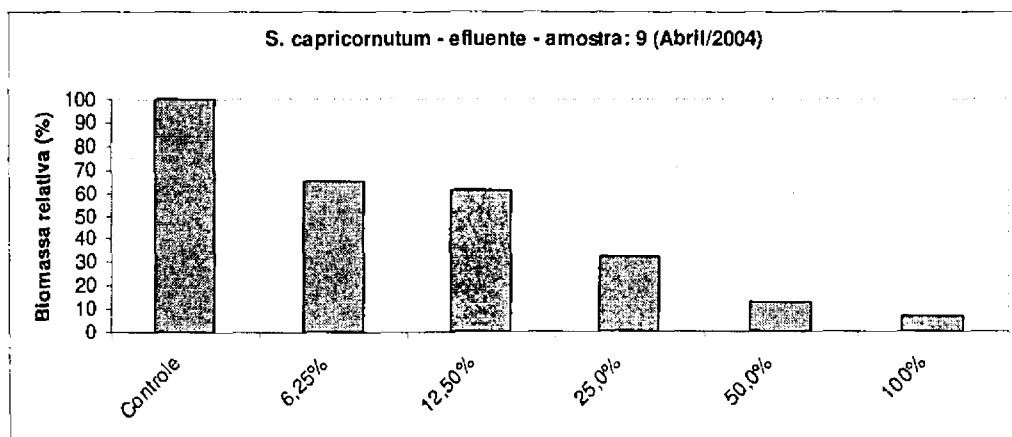
Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutum

Início: 1/7/2004 Final: 5/7/2004

Amostra			Concentração inicial da alga (céls/ml)
Tipo	Identificação		
EFLUENTE	9	Abril/2004	1,00E+00

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	1,00E+04	2,49E+06	2,55E+05	100
	2	2	1,00E+04	2,13E+06		
	3	3	1,00E+04	-		
	Média		1,00E+04	2,31E+06		
6,25%	4	1	1,00E+04	1,60E+06	2,46E+05	65
	5	2	1,00E+04	1,22E+06		
	6	3	1,00E+04	1,68E+06		
	Média		1,00E+04	1,50E+06		
12,50%	7	1	1,00E+04	1,18E+06	3,25E+05	61
	8	2	1,00E+04	1,64E+06		
	9	3	1,00E+04	-		
	Média		1,00E+04	1,41E+06		
25,0%	10	1	1,00E+04	8,80E+05	1,31E+05	32
	11	2	1,00E+04	6,40E+05		
	12	3	1,00E+04	6,70E+05		
	Média		1,00E+04	7,30E+05		
50,0%	13	1	1,00E+04	3,70E+05	6,43E+04	13
	14	2	1,00E+04	2,50E+05		
	15	3	1,00E+04	2,70E+05		
	Média		1,00E+04	2,97E+05		
100%	16	1	1,00E+04	1,60E+05	0,00E+00	7
	17	2	1,00E+04	-		
	18	3	1,00E+04	1,60E+05		
	Média		1,00E+04	1,60E+05		



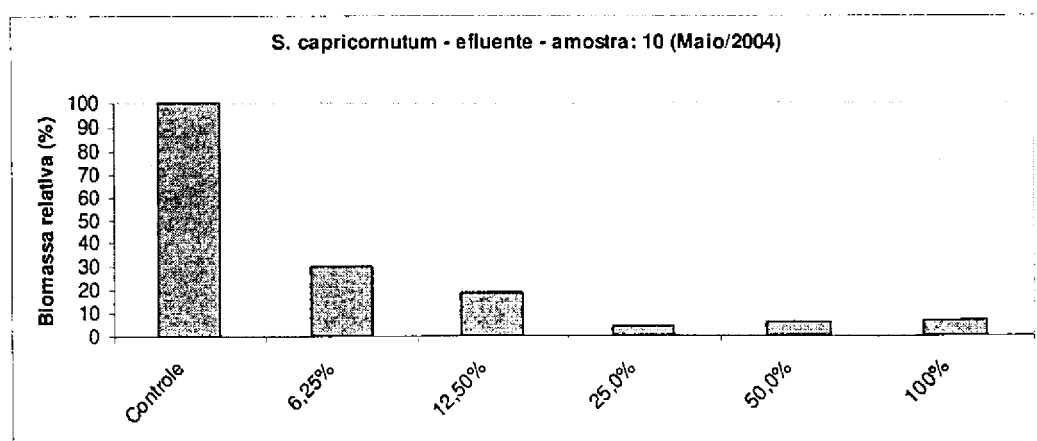
Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutum

Início: 1/7/2004 Final: 5/7/2004

Amostra			Concentração inicial da alga (cél/ml)
Tipo	Identificação		
EFLUENTE	10	Mai/2004	1,00E+00

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	1,00E+04	2,49E+06	2,55E+05	100
	2	2	1,00E+04	2,13E+06		
	3	3	1,00E+04	-		
	Média		1,00E+04	2,31E+06		
6,25%	4	1	1,00E+04	5,50E+05	1,27E+05	30
	5	2	1,00E+04	8,00E+05		
	6	3	1,00E+04	7,10E+05		
	Média		1,00E+04	6,87E+05		
12,50%	7	1	1,00E+04	4,80E+05	1,04E+05	19
	8	2	1,00E+04	5,30E+05		
	9	3	1,00E+04	3,30E+05		
	Média		1,00E+04	4,47E+05		
25,0%	10	1	1,00E+04	1,00E+05	3,79E+04	4
	11	2	1,00E+04	1,10E+05		
	12	3	1,00E+04	4,00E+04		
	Média		1,00E+04	8,33E+04		
50,0%	13	1	1,00E+04	-	1,41E+04	6
	14	2	1,00E+04	1,40E+05		
	15	3	1,00E+04	1,20E+05		
	Média		1,00E+04	1,30E+05		
100%	16	1	1,00E+04	1,00E+05	7,09E+04	7
	17	2	1,00E+04	2,40E+05		
	18	3	1,00E+04	1,50E+05		
	Média		1,00E+04	1,63E+05		



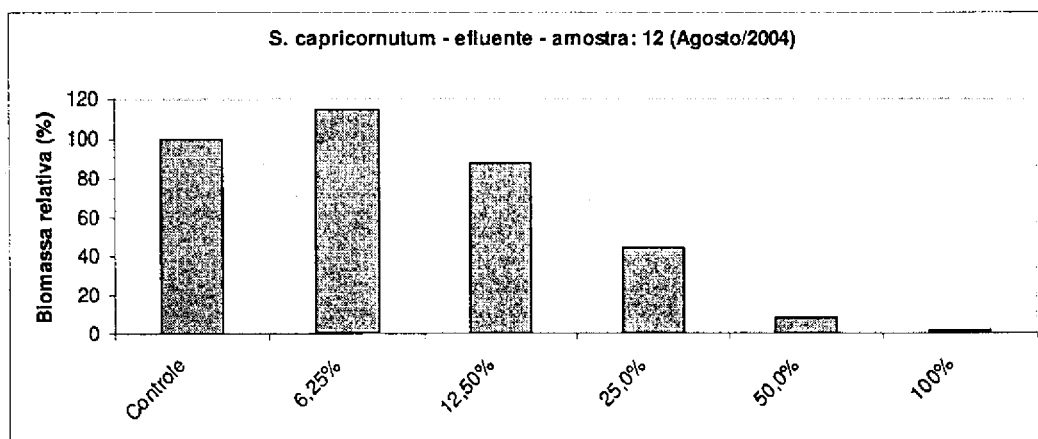
Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutum

Início: 24/8/2004 Final: 28/8/2004

Amostra		Concentração inicial da alga (cél/ml)
Tipo	Identificação	
EFLUENTE	12 Agosto/2004	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	1,03E+06	5,08E+05	100
	2	2	2,00E+04	2,03E+06		
	3	3	2,00E+04	1,37E+06		
	Média		2,00E+04	1,48E+06		
6,25%	4	1	2,00E+04	2,39E+06	6,74E+05	114
	5	2	2,00E+04	1,05E+06		
	6	3	2,00E+04	1,60E+06		
	Média		2,00E+04	1,68E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	1,25E+06	2,39E+05	88
	8	2	2,00E+04	1,09E+06		
	9	3	2,00E+04	1,56E+06		
	Média		2,00E+04	1,30E+06		
25,0%	10	1	2,00E+04	5,30E+05	1,25E+05	44
	11	2	2,00E+04	7,80E+05		
	12	3	2,00E+04	6,40E+05		
	Média		2,00E+04	6,50E+05		
50,0%	13	1	2,00E+04	1,10E+05	5,77E+03	8
	14	2	2,00E+04	1,10E+05		
	15	3	2,00E+04	1,20E+05		
	Média		2,00E+04	1,13E+05		
100%	16	1	2,00E+04	0,00E+00	3,51E+04	2
	17	2	2,00E+04	4,00E+04		
	18	3	2,00E+04	7,00E+04		
	Média		2,00E+04	3,67E+04		



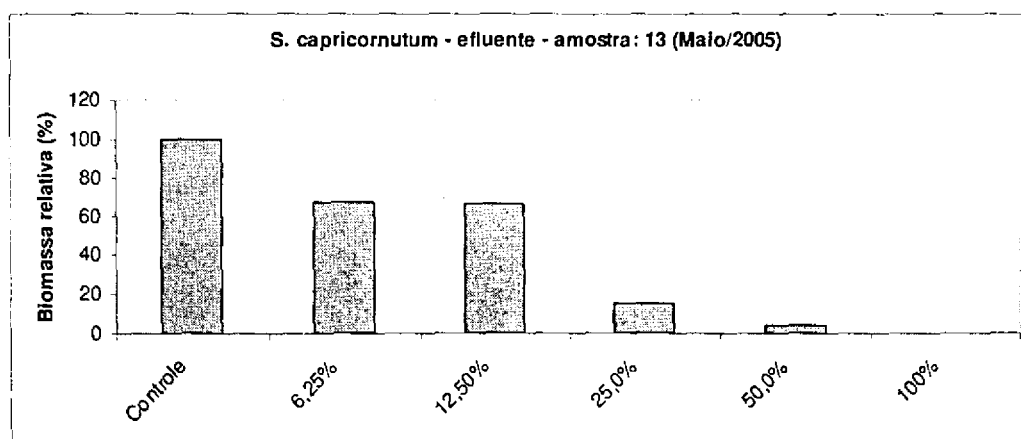
Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutum

Início: 13/6/2005 Final: 16/6/2005

Amostra			Concentração inicial da alga (céls/ml)
Tipo	Identificação		
EFLUENTE	13	Maió/2005	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	7,00E+06	1,16E+06	100
	2	2	2,00E+04	5,94E+06		
	3	3	2,00E+04	4,68E+06		
	Média		2,00E+04	5,87E+06		
6,25%	4	1	2,00E+04	3,23E+06	1,03E+06	67
	5	2	2,00E+04	3,43E+06		
	6	3	2,00E+04	5,11E+06		
	Média		2,00E+04	3,92E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	3,96E+06	3,05E+05	66
	8	2	2,00E+04	4,16E+06		
	9	3	2,00E+04	3,56E+06		
	Média		2,00E+04	3,89E+06		
25,0%	10	1	2,00E+04	9,30E+05	4,36E+04	15
	11	2	2,00E+04	8,60E+05		
	12	3	2,00E+04	9,40E+05		
	Média		2,00E+04	9,10E+05		
50,0%	13	1	2,00E+04	2,25E+05	2,89E+04	4
	14	2	2,00E+04	1,75E+05		
	15	3	2,00E+04	2,25E+05		
	Média		2,00E+04	2,08E+05		
100%	16	1	2,00E+04	0,00E+00	5,77E+03	0
	17	2	2,00E+04	1,00E+04		
	18	3	2,00E+04	0,00E+00		
	Média		2,00E+04	3,33E+03		





LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
10/3/04	12/3/04	Rio Sarapui - montante (Março/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,22	7,33	7,30	7,20	198	167
0,40	0	0	0	0	0	0	7,26	7,34	7,37	7,30	167	193
1,02	0	0	1	1	2	10	7,28	7,30	7,00	7,10	169	170
2,56	0	1	0	0	1	5	7,23	7,25	6,70	6,70	173	171
6,40	0	0	0	1	1	5	7,08	7,25	6,70	6,70	185	178
16,0	0	0	0	0	0	0	6,83	7,28	6,60	6,70	215	202
40,0	0	0	0	0	0	0	6,63	7,48	6,10	6,40	284	270
100	5	5	5	5	20	100	6,93	7,79	4,60	6,00	475	457



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
10/3/04	12/3/04	Rio Sarapui - ponto de descarte (Março/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,58	7,88	7,17	6,68	187	180
0,40	1	0	0	0	1	5	7,61	7,62	7,09	6,65	202	195
1,02	1	0	1	1	3	15	7,61	7,58	7,07	5,69	215	213
2,56	0	1	0	0	1	5	7,64	7,58	7,11	6,70	243	242
6,40	0	0	0	1	1	5	7,68	7,61	7,02	6,61	332	330
16,0	0	0	0	0	0	0	7,70	7,66	7,03	6,68	492	493
40,0	2	3	2	2	9	45	7,71	7,77	6,98	6,59	935	886
100	5	5	5	5	20	100	-	-	-	-	-	-



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
10/3/04	12/3/04	Rio Sarapui - jusante (Março/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,22	7,33	7,30	7,20	198	167
0,40	0	0	0	0	0	0	7,16	7,24	6,60	6,40	152	153
1,02	0	0	0	0	0	0	7,16	7,26	6,60	6,30	159	158
2,56	0	0	0	0	0	0	7,17	7,19	6,50	6,70	167	164
6,40	0	0	0	0	0	0	7,19	7,13	6,50	6,00	186	177
16,0	0	0	0	0	0	0	7,23	7,22	6,30	6,00	235	219
40,0	0	0	0	0	0	0	7,29	7,39	5,90	5,80	352	336
100	0	0	0	0	0	0	7,28	7,65	4,30	5,60	652	625



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
22/9/04	24/9/04	Rio Sarapui - montante (Agosto/2004)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	1	0	0	0	1	5	7,23	8,06	7,00	7,90	199	204
0,40	0	0	0	0	0	0	7,31	8,08	6,90	8,00	206	223
1,02	0	0	0	0	0	0	7,31	8,10	6,80	7,80	208	221
2,56	0	0	0	0	0	0	7,34	8,06	6,70	7,80	214	225
6,40	0	0	0	0	0	0	7,37	8,12	6,70	7,80	226	223
16,0	1	0	0	0	1	5	7,48	8,19	6,80	7,90	249	258
40,0	5	5	5	5	20	100	7,69	8,18	6,70	7,70	324	317
100	5	5	5	5	20	100	7,91	8,42	6,30	6,90	508	480



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste 22/9/04	Final do teste 24/9/04	Substância-teste Rio Sarapui - ponto de descarte (Agosto/2004)	Responsável Luiz
----------------------------	---------------------------	---	---------------------

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	1	0	0	0	1	5	7,23	8,06	7,00	7,90	199	204
0,40	0	0	0	0	0	0	7,31	8,08	6,90	7,90	211	242
1,02	0	0	0	0	0	0	7,32	8,10	6,90	7,80	233	239
2,56	0	0	0	0	0	0	7,31	8,06	6,90	7,90	273	280
6,40	0	0	0	0	0	0	7,27	8,13	6,90	7,80	387	375
16,0	0	0	0	0	0	0	7,41	8,22	6,90	7,80	644	636
40,0	2	0	0	0	2	10	7,51	8,36	6,80	7,80	1215	1276
100	5	5	5	5	20	100	7,54	8,47	6,30	7,30	2690	3050



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste 22/9/04	Final do teste 24/9/04	Substância-teste Rio Sarapui - jusante (Agosto/2004)	Responsável Luiz
----------------------------	---------------------------	---	---------------------

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	1	0	0	0	1	5	7,34	7,37	5,97	7,07	141	204
0,40	0	0	0	0	0	0	7,38	7,53	6,06	6,98	196	215
1,02	0	0	0	0	0	0	7,37	7,54	6,18	6,96	201	221
2,56	0	0	0	0	0	0	7,37	7,64	6,17	7,01	213	230
6,40	0	0	0	0	0	0	7,41	7,69	5,93	6,95	240	261
16,0	0	0	0	0	0	0	7,55	7,76	5,76	6,91	312	336
40,0	0	0	0	0	0	0	7,77	7,89	5,57	6,85	497	502
100	4	2	3	2	11	55	8,10	8,01	5,11	6,17	956	939



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
22/9/04	24/9/04	Rio Sarapui - montante (Maio/05)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	6,95	6,84	-	7,60	151	154
6,25	0	0	0	0	0	0	7,00	7,22	-	6,80	170	174
12,50	0	0	0	0	0	0	6,97	7,18	-	6,80	189	186
25,0	0	0	0	0	0	0	6,97	7,27	-	6,60	226	222
50,0	0	0	0	0	0	0	6,93	7,28	-	4,90	298	234
100	5	5	3	5	18	90	7,00	7,58	-	0,60	450	435



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
22/9/04	24/9/04	Rio Sarapui - ponto de descarte (Maio/05)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	1	0	0	0	1	5	6,95	6,84	-	7,60	151	154
2,56	0	0	0	0	0	0	7,13	7,25	-	6,70	252	249
6,40	0	0	0	0	0	0	7,27	7,26	-	6,50	410	408
16,0	0	0	0	0	0	0	7,32	7,43	-	6,90	833	833
40,0	4	5	3	5	17	85	7,38	7,63	-	6,30	1983	2020
100	5	5	5	5	20	100	7,31	7,69	-	2,60	5370	5650



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
22/9/04	24/9/04	Rio Sarapui - jusante (Maio/05)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos imóveis				Imóveis		pH		OD		Cond	
	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	7,00	7,38	-	8,50	160	157
16,0	0	0	0	0	0	0	7,37	7,69	-	8,20	284	312
40,0	0	0	0	0	0	0	7,50	7,68	-	8,00	405	399
100	0	0	0	0	0	0	7,70	7,41	-	6,20	547	641



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Danio rerio*

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
28/6/04	30/6/04	Rio Sarapui - montante (Maio/05)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos		Mortos		pH		OD		Cond	
	24h	48h	total	%	ini	fn	ini	fn	ini	fn
Controle	0	0	0	0	7,44	7,20	8,40	5,30	144	143
100	0	1	1	10	7,25	7,20	4,10	2,40	405	405



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
28/6/04	30/6/04	Rio Sarapui - ponto de mistura (Maio/05)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos		Mortos		pH		OD		Cond	
	24h	48h	total	%	ini	fn	ini	fn	ini	fn
Controle	0	0	0	0	7,44	7,20	8,40	5,30	144	143
50,0	0	0	0	0	9,03	7,90	7,10	5,00	>20000	>20000
100	1	5	6	60	9,01	8,98	5,90	4,30	>20000	>20000



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de toxicidade aguda para *Daphnia similis*.

Início do teste	Final do teste	Substância-teste	Responsável
28/6/04	30/6/04	Rio Sarapui - jusante (Maio/05)	Luiz

Concentração (%)	Nº indivíduos		Mortos		pH		OD		Cond	
	24h	48h	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	7,44	7,20	8,40	5,30	144	143
100	0	0	0	0	7,57	7,38	3,70	3,00	807	815



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de avaliação da toxicidade crônica:

*Selenastrum capricornutum*Início: 25/5/2004 Final: 29/5/2004

Amostra		Concentração inicial da alga (cél/ml)
Montante		
Água - Rio Sarapuí	Março/04	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	1,97E+06	3,13E+05	100
	2	2	2,00E+04	1,54E+06		
	3	3	2,00E+04	1,36E+06		
	Média		2,00E+04	1,62E+06		
6,25%	7	1	2,00E+04	1,68E+06	1,40E+05	103
	8	2	2,00E+04	1,81E+06		
	9	3	2,00E+04	1,53E+06		
	Média		2,00E+04	1,67E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	1,73E+06	2,10E+05	116
	8	2	2,00E+04	1,79E+06		
	9	3	2,00E+04	2,12E+06		
	Média		2,00E+04	1,88E+06		
25,0%	7	1	2,00E+04	1,90E+06	1,46E+05	120
	8	2	2,00E+04	1,83E+06		
	9	3	2,00E+04	2,11E+06		
	Média		2,00E+04	1,95E+06		
50,0%	10	1	2,00E+04	1,82E+06	3,93E+05	130
	11	2	2,00E+04	2,56E+06		
	12	3	2,00E+04	1,96E+06		
	Média		2,00E+04	2,11E+06		
100%	13	1	2,00E+04	2,05E+06	5,76E+05	165
	14	2	2,00E+04	3,19E+06		
	15	3	2,00E+04	2,76E+06		
	Média		2,00E+04	2,67E+06		



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutumInício: 25/5/2004 Final: 29/5/2004

Amostra		Concentração inicial da alga (cél/ml)
Ponto de mistura		
Água - Rio Sarapuí	Março/04	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	1,76E+06	1,45E+05	100
	2	2	2,00E+04	1,63E+06		
	3	3	2,00E+04	1,92E+06		
	Média		2,00E+04	1,77E+06		
6,25%	7	1	2,00E+04	1,48E+06	7,64E+04	80
	8	2	2,00E+04	1,43E+06		
	9	3	2,00E+04	1,33E+06		
	Média		2,00E+04	1,41E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	2,00E+06	3,52E+05	99
	8	2	2,00E+04	1,91E+06		
	9	3	2,00E+04	1,35E+06		
	Média		2,00E+04	1,75E+06		
25,0%	7	1	2,00E+04	1,96E+06	3,64E+05	87
	8	2	2,00E+04	1,35E+06		
	9	3	2,00E+04	1,31E+06		
	Média		2,00E+04	1,54E+06		
50,0%	10	1	2,00E+04	1,99E+06	4,39E+05	84
	11	2	2,00E+04	1,29E+06		
	12	3	2,00E+04	1,18E+06		
	Média		2,00E+04	1,49E+06		
100%	13	1	2,00E+04	3,68E+06	1,22E+05	214
	14	2	2,00E+04	3,88E+06		
	15	3	2,00E+04	3,66E+06		
	Média		2,00E+04	3,74E+06		



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de avaliação da toxicidade crônica:

*Selenastrum capricornutum*Início: 25/5/2004 Final: 29/5/2004

Amostra		Concentração inicial da alga (céls/ml)
Jusante		
Água - Rio Sarapuí	Março/04	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	1,97E+06	3,13E+05	100
	2	2	2,00E+04	1,54E+06		
	3	3	2,00E+04	1,36E+06		
	Média		2,00E+04	1,62E+06		
6,25%	7	1	2,00E+04	1,54E+06	1,08E+06	134
	8	2	2,00E+04	3,42E+06		
	9	3	2,00E+04	1,57E+06		
	Média		2,00E+04	2,18E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	1,59E+06	4,73E+04	97
	8	2	2,00E+04	1,52E+06		
	9	3	2,00E+04	1,61E+06		
	Média		2,00E+04	1,57E+06		
25,0%	7	1	2,00E+04	1,83E+06	1,27E+05	104
	8	2	2,00E+04	1,61E+06		
	9	3	2,00E+04	1,61E+06		
	Média		2,00E+04	1,68E+06		
50,0%	10	1	2,00E+04	1,59E+06	1,60E+05	98
	11	2	2,00E+04	1,74E+06		
	12	3	2,00E+04	1,42E+06		
	Média		2,00E+04	1,58E+06		
100%	13	1	2,00E+04	2,11E+06	1,79E+05	133
	14	2	2,00E+04	2,35E+06		
	15	3	2,00E+04	2,00E+06		
	Média		2,00E+04	2,15E+06		



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutumInício: 2/9/2006 Final: 6/9/2006

Amostra		Concentração inicial da alga (célis/ml)
Montante		
Água - Rio Sarapuí	Agosto/04	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	1,50E+06	5,42E+05	100
	2	2	2,00E+04	2,55E+06		
	3	3	2,00E+04	1,81E+06		
	Média		2,00E+04	1,95E+06		
6,25%	7	1	2,00E+04	2,51E+06	4,30E+05	103
	8	2	2,00E+04	1,82E+06		
	9	3	2,00E+04	1,72E+06		
	Média		2,00E+04	2,01E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	1,24E+06	1,81E+05	68
	8	2	2,00E+04	1,54E+06		
	9	3	2,00E+04	1,22E+06		
	Média		2,00E+04	1,33E+06		
25,0%	7	1	2,00E+04	1,52E+06	2,23E+05	65
	8	2	2,00E+04	1,09E+06		
	9	3	2,00E+04	1,22E+06		
	Média		2,00E+04	1,28E+06		
50,0%	10	1	2,00E+04	1,28E+06	4,67E+05	88
	11	2	2,00E+04	2,21E+06		
	12	3	2,00E+04	1,68E+06		
	Média		2,00E+04	1,72E+06		
100%	13	1	2,00E+04	8,25E+05	4,89E+05	39
	14	2	2,00E+04	2,30E+05		
	15	3	2,00E+04	1,20E+06		
	Média		2,00E+04	7,52E+05		





LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutum

Início: 2/9/2006 Final: 6/9/2006

Amostra		Concentração inicial da alga (cél/m)
Ponto de mistura		
Água - Rio Sarapuí	Agosto/04	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	1,50E+06	5,39E+05	100
	2	2	2,00E+04	2,55E+06		
	3	3	2,00E+04	1,81E+06		
	Média		2,00E+04	1,95E+06		
6,25%	7	1	2,00E+04	2,17E+06	4,14E+05	87
	8	2	2,00E+04	1,38E+06		
	9	3	2,00E+04	1,56E+06		
	Média		2,00E+04	1,70E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	7,40E+05	3,87E+05	60
	8	2	2,00E+04	1,50E+06		
	9	3	2,00E+04	1,25E+06		
	Média		2,00E+04	1,16E+06		
25,0%	7	1	2,00E+04	8,20E+05	1,19E+05	47
	8	2	2,00E+04	8,80E+05		
	9	3	2,00E+04	1,05E+06		
	Média		2,00E+04	9,17E+05		
50,0%	10	1	2,00E+04	1,05E+06	1,33E+05	52
	11	2	2,00E+04	8,70E+05		
	12	3	2,00E+04	1,13E+06		
	Média		2,00E+04	1,02E+06		
100%	13	1	2,00E+04	4,50E+05	2,69E+05	39
	14	2	2,00E+04	9,00E+05		
	15	3	2,00E+04	9,30E+05		
	Média		2,00E+04	7,60E+05		



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de avaliação da toxicidade crônica:

*Selenastrum capricornutum*Início: 28/6/2005 Final: 2/7/2005

Amostra		Concentração inicial da alga (céls/ml)
Ponto de mistura		
Água - Rio Sarapuí	Maior/2005	
		2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	-	4,28E+05	100
	2	2	2,00E+04	3,39E+06		
	3	3	2,00E+04	4,00E+06		
	Média		2,00E+04	3,69E+06		
25,0%	7	1	2,00E+04	5,19E+06	1,50E+06	180
	8	2	2,00E+04	6,58E+06		
	9	3	2,00E+04	8,19E+06		
	Média		2,00E+04	6,65E+06		
50,0%	10	1	2,00E+04	3,31E+06	4,24E+05	94
	11	2	2,00E+04	3,18E+06		
	12	3	2,00E+04	3,97E+06		
	Média		2,00E+04	3,49E+06		
100%	13	1	2,00E+04	1,24E+06	1,09E+05	33
	14	2	2,00E+04	1,11E+06		
	15	3	2,00E+04	1,32E+06		
	Média		2,00E+04	1,22E+06		



LABORATÓRIO DE ECOTOXICOLOGIA

Teste de avaliação da toxicidade crônica:

Selenastrum capricornutumInício: 28/6/2005 Final: 2/7/2005

Amostra		Concentração inicial da alga (céls/ml)
Jusante		
Água - Rio Sarapuí	Maio/2005	2,00E+04

Amostra	Nº registro	Réplica	Concentração inicial (CI)	Concentração Final (CF)	D.P.	Biomassa
Controle	1	1	2,00E+04	7,00E+06	1,16E+06	100
	2	2	2,00E+04	5,94E+06		
	3	3	2,00E+04	4,68E+06		
	Média		2,00E+04	5,87E+06		
12,50%	7	1	2,00E+04	6,09E+06	2,52E+05	100
	8	2	2,00E+04	5,89E+06		
	9	3	2,00E+04	5,59E+06		
	Média		2,00E+04	5,86E+06		
25,0%	7	1	2,00E+04	5,87E+06	2,93E+04	100
	8	2	2,00E+04	5,86E+06		
	9	3	2,00E+04	5,91E+06		
	Média		2,00E+04	5,88E+06		
50,0%	10	1	2,00E+04	5,25E+06	1,21E+06	76
	11	2	2,00E+04	5,07E+06		
	12	3	2,00E+04	3,07E+06		
	Média		2,00E+04	4,46E+06		
100%	13	1	2,00E+04	3,57E+06	1,53E+05	64
	14	2	2,00E+04	3,87E+06		
	15	3	2,00E+04	3,79E+06		
	Média		2,00E+04	3,74E+06		

APÊNDICE II

MATRIZES DE CORRELAÇÃO - ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DAS AMOSTRAS DE EFLUENTE

Pearson Product Moment Correlation

sexta-feira, abril 15, 2005, 14:40:36

Data source: Data 1 in FQ EFLUENTE

Cell Contents:

Correlation Coefficient

P Value

Number of Samples

	OD	Condutividade	Salinidade
pH Ensaio	-0,475 0,341 6	0,641 0,170 6	0,763 0,133 5
OD		0,252 0,629 6	0,109 0,861 5
Condutividade			0,997 0,000188 5
Salinidade			

The pair(s) of variables with positive correlation coefficients and P values below 0,050 tend to increase together. For the pairs with negative correlation coefficients and P values below 0,050, one variable tends to decrease while the other increases. For pairs with P values greater than 0,050, there is no significant relationship between the two variables.

Pearson Product Moment Correlation

sexta-feira, abril 15, 2005, 14:47:36

Data source: Data 1 in FQ efluente.SNB

Cell Contents:

Correlation Coefficient

P Value

Number of Samples

	Salinidade	SDT	Cloreto	RNFT	Fenóis	Zn	Cd
Condutividade	0,997 0,000188 5	1,000 0,000378 4	0,783 0,118 5	0,900 0,0371 5	0,872 0,0540 5	0,711 0,178 5	-0,531 0,357 5
Salinidade		1,000 0,00000102 4	0,821 0,0885 5	0,890 0,110 4	0,909 0,0909 4	0,787 0,213 4	-0,661 0,339 4
SDT			0,977 0,0231 4	0,760 0,450 3	0,837 0,369 3	0,829 0,378 3	0,559 0,622 3
Cloreto				0,646 0,354 4	0,855 0,145 4	0,881 0,119 4	-0,255 0,745 4
RNFT					0,770 0,128 5	0,568 0,317 5	-0,455 0,441 5
Fenóis						0,941 0,0169 5	-0,458 0,438 5
Zn							-0,188 0,762 5
Cd							

The pair(s) of variables with positive correlation coefficients and P values below 0,050 tend to increase together. For the pairs with negative correlation coefficients and P values below 0,050, one variable tends to decrease while the other increases. For pairs with P values greater than 0,050, there is no significant relationship between the two variables.

APÊNDICE III

**DADOS BRUTOS DA PRECIPITAÇÃO MENSAL ACUMULADA NA ESTAÇÃO
METEOROLÓGICA DE BELFORD ROXO, RJ, NO PERÍODO DE MAIO DE 2002 A
SETEMBRO DE 2005**

Tabela 27 – Precipitação mensal acumulada na Estação Meteorológica de Belford Roxo, RJ, no período de maio de 2002 a setembro de 2005 (INMET/RJ).

Precipitação	2002	2003	2004	2005	Média Mensal
jan	-	385,1	252,8	279,7	305,9
fev	-	2	289,8	82	124,6
mar	-	201,9	76	191,9	156,6
abr	-	48,4	153,1	133,2	111,6
mai	106,7	42,6	95,5	75,9	80,2
jun	11,3	1	30,3	39,5	20,5
jul	25,7	15,3	110,4	66,2	54,4
ago	15,2	102,2	20,2	2	34,9
set	83,9	35,2	34	80	58,3
out	40,4	184,1	99,9	-	108,1
nov	164,1	190,8	299	-	218,0
dez	260,4	182,4	232	-	224,9
total em mm	707,7	1391	1693	950,4	

APÊNDICE IV

**DADOS BRUTOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM CLORETO DE SÓDIO
UTILIZADOS PARA ELABORAÇÃO DO MODELO DE REGRESSÃO NÃO-LINEAR**

Tabela 28 - Dados brutos dos ensaios de toxicidade aguda com Cloreto de Sódio utilizados para elaboração do modelo de regressão não-linear (LAMEIRA, 2004).

Concentração (mg/L NaCl)	Número de indivíduos imóveis/tubo												pH		Cond. (mS/cm)		OD (mg/L)	
	24 horas						48 horas											
	1	2	3	4	total	%	1	2	3	4	total	%	ini	fin	ini	fin	ini	fin
Controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,0	7,6	166	180	8,1	7,4
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,2	7,5	947	863	8,1	7,4
1000	0	0	0	1	1	5	0	0	0	2	2	10	7,2	7,4	1870	1697	8,1	7,4
2000	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	4	20	7,2	7,2	3650	3450	8,1	7,4
4000	5	4	4	5	18	90	5	5	5	5	20	100	7,2	7,1	7230	6660	8,1	7,4
8000	5	5	5	5	20	100	5	5	5	5	20	100	7,1	7,1	13870	9690	8,1	7,4
Resultados	EC(I)50;24H: 2928mgL(2608-3206)						EC(I)50;48H: 2297(1967-2682)						Método estatístico utilizado: TSK					
Controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,0	7,5	149	152	7,9	-
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,4	7,2	763	742	7,8	9,3
1000	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	4	20	7,3	7,4	1801	1777	7,9	9,4
2000	0	2	0	1	3	15	0	3	2	5	10	50	7,3	7,4	3430	3370	7,9	9,4
4000	5	5	4	4	18	90	5	5	5	5	20	100	7,2	7,3	6640	6750	7,9	9,3
8000	5	5	5	5	20	100	5	5	5	5	20	100	7,1	7,2	12800	12660	7,8	9,4
Resultados	EC(I)50;24H: 2732mgL(2364-3157)						EC(I)50;48H: 1741(1428-2123)						Método estatístico utilizado: TSK					
Controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,0	7,5	149	152	7,9	-
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,4	7,2	763	7	7,8	9,3
1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,3	7,4	1801	1777	7,9	9,4
2000	0	0	0	0	0	0	1	3	2	3	9	45	7,3	7,4	3430	3370	7,9	9,4
4000	3	5	4	5	17	85	5	5	5	5	20	100	7,2	7,3	6640	6750	7,9	9,3
8000	5	5	5	5	20	100	5	5	5	5	20	100	7,1	7,2	12800	12660	7,8	9,4
Resultados	EC(I)50;24H: 3138mgL(2809-3506)						EC(I)50;48H: 2071(1775-2416)						Método estatístico utilizado: TSK					
Controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,0	7,6	175	201	-	-
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,1	7,5	980	1134	-	-
1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,2	7,5	1764	201	-	-
2000	0	2	1	0	3	15	0	2	1	0	3	15	7,2	7,6	3260	3750	-	-
4000	3	2	3	1	9	45	5	5	5	5	20	100	7,2	7,6	6220	7160	-	-
8000	5	5	5	5	20	100	5	5	5	5	20	100	7,1	7,5	12150	13620	-	-
Resultados	EC(I)50;24H: 3700mgL(3008-4500)						EC(I)50;48H: 2549(2282-2847)						Método estatístico utilizado: TSK					
Controle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,0	7,6	175	201	-	-
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,1	7,5	980	1134	-	-
1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,2	7,5	1764	201	-	-
2000	2	1	1	0	4	20	2	3	1	1	7	35	7,2	7,6	3260	3750	-	-
4000	2	2	5	4	13	65	4	4	5	4	17	85	7,2	7,6	6220	7160	-	-
8000	5	5	5	5	20	100	5	5	5	5	20	100	7,1	7,5	12150	13620	-	-
Resultados	EC(I)50;24H: 3100mgL(2500-3800)						EC(I)50;48H: 2400(2000-2900)						Método estatístico utilizado: TSK					

APÊNDICE V

DADOS BRUTOS DOS EXPERIMENTOS DE AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA TOXICIDADE (AIT) COM A AMOSTRAS 08 DO EFLUENTE DO PÓLO INDUSTRIAL DE BELFORD ROXO

Tabela 29 - Dados brutos dos experimentos de TIE com a amostra 8 de efluente.

Tratamento	Concentração	Imóveis				Redução da Toxicidade	pH	Dados Físicos e Químicos			
		A	B	Total	% Imob.			Condutividade	TDS	Salinidade	
Baseline	pH i	Controle	0	0	0	0	-	7,47	213	106	0,1
		1,87	2	0	2	20	-	7,69	437	208	0,2
		3,75	3	2	5	50	-	7,83	7,57	363	0,4
		7,50	5	5	10	100	-	7,88	1352	648	0,7
		15,0	5	5	10	100	-	7,92	2530	1260	1,3
		30,0	5	5	10	100	-	8,08	4530	2340	2,4
Ajuste de pH	pH 3	7,50	5	4	9	90	10	7,46	1387	676	0,7
		15,0	5	5	10	100	0	8,11	2340	1160	1,2
	pH i	7,50	5	5	10	100	0	7,88	1352	648	0,7
		15,0	5	5	10	100	0	7,92	2530	1260	1,3
		7,50	5	4	9	90	10	7,10	1391	679	1,2
		15,0	5	5	10	100	0	7,84	2410	1200	1,2
Ajuste de pH Filtração	pH 3	7,50	5	5	10	100	0	7,98	1381	672	0,7
		15,0	5	5	10	100	0	7,88	2320	1150	1,2
	pH i	7,50	4	4	8	80	20	7,93	1490	728	0,7
		15,0	5	5	10	100	0	7,92	2240	1110	1,1
		7,50	2	2	4	40	60	7,40	1367	681	0,7
		15,0	5	5	10	100	0	8,02	2400	1200	1,2
Ajuste de pH Aeração	pH 3	7,50	1	2	3	30	70	7,99	1514	741	0,8
		15,0	5	3	8	80	20	7,92	2440	1220	1,2
	pH i	7,50	5	0	5	50	50	8,01	1497	731	0,7
		15,0	5	3	8	80	20	8,05	2450	1220	1,3
		7,50	5	4	9	90	10	7,95	1463	714	0,7
		15,0	5	5	10	100	0	8,09	2430	1210	1,2
Ajuste de pH Res. Catiônica	pH i	7,50	5	5	10	100	0	7,76	1270	617	0,6
		15,0	5	5	10	100	0	7,81	2150	1070	1,1
Ajuste de pH Res. Aniônica	pH i	7,50	0	1	1	10	90	7,34	1386	677	0,7
		15,0	0	0	0	0	100	7,45	2250	1120	1,1
Ajuste de pH Res. Mista	pH i	7,50	5	5	10	100	0	7,32	1140	552	0,6
		15,0	5	5	10	100	0	7,40	1920	948	1,0
EDTA		1	5	5	100	0	8,09	4070	2080	2,2	
		2	5	5	100	0	8,12	4330	2240	2,3	
		3	5	5	100	0	7,96	4320	2230	2,3	
		4	5	5	100	0	8,04	2580	1280	1,3	
		5	5	5	100	0	7,98	2050	1020	1	
		6	5	5	100	0	7,74	2510	1250	1,3	
		7	5	5	100	0	7,92	1390	673	0,7	
		8	5	5	100	0	7,85	1254	612	0,6	
		9	5	5	100	0	7,45	1366	663	0,7	
Tiosulfato		a	5	5	100	0	7,68	4110	2120	2,2	
		b	5	5	100	0	7,71	4360	2250	2,3	
		c	5	5	100	0	7,62	4730	2460	2,5	
		d	5	5	100	0	7,72	2590	1300	1,3	
		e	5	5	100	0	7,63	2660	1330	1,4	
		f	5	5	100	0	7,57	2710	1860	1,4	
		g	5	5	100	0	7,48	1524	744	0,8	
		h	5	5	100	0	7,57	1539	753	0,8	
		i	5	5	100	0	7,44	1791	879	0,9	



M23440

Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares
Diretoria de Pesquisa, Desenvolvimento e Ensino
Av. Prof. Lineu Prestes, 2242 Cidade Universitária CEP: 05508-000
Fone/Fax(0XX11) 3816 - 9148
SÃO PAULO - São Paulo - Brasil
<http://www.ipen.br>

O Ipen é uma autarquia vinculada à Secretaria de Ciência, Tecnologia e Desenvolvimento Econômico e Turismo do Estado de São Paulo, gerida técnica, administrativa e financeiramente pela Comissão Nacional de Energia Nuclear, órgão do Ministério da Ciência e Tecnologia, e associada à Universidade de São Paulo.