INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ENSAIOS DE TOXICIDADE EMPREGADOS NA AVALIAÇÃO DE
EFEITOS NO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTOS E EFLUENTES, ETE
SUZANO, E SEU ENTORNO, UTILIZANDO ORGANISMOS AQUÁTICOS**

NATÁLIA HAMADA

**Dissertação apresentada como
parte dos requisitos para obtenção
do Grau de Mestre em Ciências na
Área de Tecnologia Nuclear –
Aplicações.**

Orientadora:

Dra. Sueli Ivone Borrely

SÃO PAULO

2008

SUMÁRIO

	Página
1.0 - INTRODUÇÃO	1
2.0 – OBJETIVO	3
3.0 - CONSIDERAÇÕES TEÓRICAS E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 - Ecotoxicologia e suas aplicações no saneamento básico	6
3.2 - Considerações sobre o rio Tietê	9
4.0 - MATERIAIS E MÉTODOS	13
4.1 - Ponto Zero	16
4.1.2 - Estação de Tratamento de Esgotos de Suzano – ETE Suzano	17
4.1.3 - Ensaios de Toxicidade Aguda com a Bactéria Marinha <i>Vibrio fischeri</i>	19
4.1.4 – Microcrustáceos	22
4.1.5 - Cultivo de microcrustáceos	22
4.1.6 - Ensaio de Toxicidade Aguda com o Microcrustáceo <i>Daphnia similis</i>	23
4.1.7 - Ensaios de Toxicidade Crônica com <i>Ceriodaphnia dubia</i>	24
4.1.8 - Avaliação da eficiência na redução de toxicidade	26
4.2 - Avaliação de Parâmetros Físico-químicos	27
4.2.1 – pH	27
4.2.2 - Carbono Total, Carbono Orgânico Total e Carbono Inorgânico	28
4.2.3 - Oxigênio Dissolvido na Água	28
5.0 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
6.0 –DISCUSSÃO GERAL	44
7.0 – CONCLUSÕES	53
8.0 – ANEXOS	54
9.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

FIGURAS

	Página
Figura 1 - Rio Tietê antes de passar pela estação.....	15
Figura 2 - Ponto na estação, separação dos sólidos grosseiros.....	15
Figura 3 - Calha de condução do efluente final em direção ao rio.....	15
Figura 4 - Rio Tietê após a estação.....	15
Figura 5 - Fotografia de amostras coletadas nas cinco estações de amostragem.....	16
Figura 6 - Reservatório da Ponte Nova (P0).....	17
Figura 7 - Coleta e transferência de amostra de água (P0).....	17
Figura 8 - Esquema da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE SABESP - Suzano, com a localização dos pontos de amostragem.....	18
Figura 9 - Equipamento utilizado no ensaio de toxicidade aguda com <i>V. fischeri</i>	21
Figura 10 - <i>Daphnia similis</i>	22
Figura 11 - <i>Ceriodaphnia dubia</i>	22
Figura 12 - Avaliação de toxicidade aguda expressa por CE(I)50 em todas as campanhas para o afluente (P2) utilizando <i>D.similis</i> e a bactéria <i>V. fischeri</i>	32
Figura 13 - Potencial de reprodução de <i>C.dubia</i> em água do reservatório (P0) e em água do rio Tietê (P4).....	38
Figura 14 - Eficiência do tratamento da ETE Suzano na redução da toxicidade aguda para <i>V. fischeri</i>	39
Figura 15 - Gráfico do percentual de ocorrência das variáveis que influenciaram o Índice de Vida Aquática (IVA).....	51

TABELAS

	Página
Tabela 1 - CE(I)50 obtidos com <i>Vibrio fischeri</i> em afluentes e efluentes da ETE Suzano (exposição por 15 minutos)	31
Tabela 2 - Valores de CE (I)50 obtidos com <i>Daphnia similis</i> em afluentes e efluentes da estação em 24 e 48 horas de exposição e seus devidos intervalos de confiança	32
Tabela 3 (a) – Natalidade obtida com <i>Ceriodaphnia dubia</i> - Setembro 2006 (C2)	35
Tabela 3 (b) – Natalidade obtida com <i>Ceriodaphnia dubia</i> - Fevereiro 2007 (C3)	35
Tabela 3 (c) - Natalidade obtida com <i>Ceriodaphnia dubia</i> - Agosto 2007 (C4).....	36
Tabela 3 (d) - Natalidade obtida com <i>Ceriodaphnia dubia</i> - Março 2008 (C5).....	36
Tabela 4 - Valores de CENO, CEO e VC obtidos com <i>Ceriodaphnia dubia</i> em afluentes e efluentes da estação.....	37
Tabela 5 - Valores obtidos através das análises de COT, CT e Cl para todos os pontos na 2ª e 5ª campanha, incluindo o ponto controle.....	41
Tabela 6 - Compostos orgânicos presentes no sistema Suzano (ETE e RIO TIETÊ).....	43
Tabela 7 - Dados físico-químicos da Montante e Jusante da ETE Suzano no período de 28/08/2006 a 14/08/2008.....	45
Tabela 8 - Comparação dos dados de toxicidade obtidos em períodos distintos com amostras da ETE Suzano.....	47
Tabela 9 - Surfactantes no rio Tietê – quando analisados à montante e à jusante.....	49
Tabela 10 - Resultados obtidos pela CETESB (1995), para alguns parâmetros de qualidade de água, para o mês de Setembro/1994 no Rio Tietê, antes e após passar por uma região com atividades agrícolas e urbanas intensas.....	51

EQUAÇÕES

Página

Equação 1: Cálculo do coeficiente de variação.....	29
--	----

ANEXOS

Figura 1 – Sensibilidade de <i>D. similis</i> 24h para substância referência – KCl.....	55
Figura 2 - Sensibilidade de <i>V. fischeri</i> para substância referência – fenol.....	55

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares por possibilitar a realização deste trabalho.

À minha orientadora Dra Sueli Ivone Borrely por ter me acolhido, orientado de forma paciente e dedicada, por ter me apresentado à Ecotoxicologia e por ser uma amiga incrível.

À equipe da Sabesp de Suzano, principalmente à Roseli por ter permitido que as coletas fossem realizadas naquele local sem qualquer impedimento.

Ao pessoal do laboratório da SABESP Suzano que fizeram algumas análises de matéria orgânica e parâmetros físico-químicos após as coletas.

Aos amigos do Laboratório de Ensaios Biológicos e Ambientais: Marcela, Neto, Alessandro, Renata, Gabriel pela ajuda, incentivo e muita descontração. Ao Reginaldo pelo auxílio na manutenção dos organismos e pelas risadas.

À querida Letícia que me ajudou muito na realização do seminário de área e na publicação do artigo.

À minha querida irmã, Emanuella, pelo incentivo sem fim e preocupação em todos os instantes.

Aos meus amados pais pelo amor incondicional mesmo muito distante. São sempre presentes na minha vida em todas as formas, em todos os momentos.

Ao meu querido namorado e amigo Cristian por sempre estar ao meu lado incentivando e me alegrando com seu alto astral e seu amor.

MSc. Hiroshi Oikawa, pela colaboração na análise do carbono orgânico.

Ao Renato Duarte meu amigo de muitas risadas.

À Cláudia Regina Nolla por (todos os auxílios), amizade e incentivo.

As queridas parceiras do Instituto Butantã: Eliana e Lenita pela ajuda e amizade além da troca de conhecimentos.

Obrigada a todos!

ENSAIOS DE TOXICIDADE EMPREGADOS NA AVALIAÇÃO DE EFEITOS NO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTOS E EFLUENTES, ETE SUZANO, E SEU ENTORNO, UTILIZANDO ORGANISMOS AQUÁTICOS

Natália Hamada

Resumo

A Estação de Tratamento de Esgotos de Suzano, ETE Suzano, localizada em Suzano, recebe efluentes e esgotos domésticos de cinco municípios que concentram forte atividade industrial. A região merece estudos que visem à preservação do rio tendo em vista sua proximidade à nascente do mesmo, além da importância para o estado de São Paulo. O objetivo deste trabalho foi utilizar ensaios de toxicidade com organismos aquáticos de níveis tróficos distintos para avaliar a carga tóxica que chega na estação, a eficiência do tratamento biológico aplicado na mesma, bem como a influência da estação no seu entorno. Os resultados obtidos para os cinco locais amostrados indicaram que para o afluente a toxicidade foi bastante superior comparada aos demais locais e esse resultado se repetiu para todos os organismos testados, com valores de CE(I)50 variando entre 1,02% e 21,14% para *V. fischeri*, e entre 0,60 até 83,84% para *D. similis*. Com relação ao efluente tratado os resultados mais críticos foram determinados para a *Ceriodaphnia dubia* com valor crônico de 7,07%, em outubro de 2006. Nas demais campanhas os valores críticos do efluente tratado variaram entre 15,81% até 86,60%. Para *Vibrio fischeri* em todas as campanhas foi observada toxicidade para a amostra do afluente P2, sendo que a maior toxicidade foi verificada na primeira campanha. Ainda na primeira campanha o P4 apresentou toxicidade 2 vezes maior que em relação ao P1 mostrando que na água do P4 ainda existem contaminantes que prejudicam a vida aquática. Nas campanhas posteriores os valores verificados para P1 e P4 estiveram bem próximos, com moderada toxicidade. Para *Daphnia similis* foi constatada toxicidade nas 2ª e 3ª campanhas para o P4 enquanto que o P1 não apresentou toxicidade. Os resultados dos ensaios realizados com *C. dubia* visando ao potencial de efeito crônico demonstraram importante diferença entre natalidade obtida no ponto controle e os pontos do rio Tietê, jusante e montante. Ficou evidenciada que no entorno da estação comparativamente ao ponto controle a capacidade de reprodução desse organismo foi prejudicada. Da mesma forma alguns contaminantes orgânicos puderam ser determinados nesses locais e outro parâmetro crítico para a manutenção da vida aquática, o oxigênio dissolvido na água, resultou em valores entre 6,80ppm a 7,20 ppm no ponto controle (reservatório) enquanto que na água do rio esse parâmetro se manteve entre 0,5ppm e 0,7ppm, muito abaixo de 2,0 mg/L previsto pelo CONAMA.

TOXICITY ASSAYS APPLIED FOR THE EVALUATION OF THE EFFECTS OF SUZANO WASTEWATER TREATMENT SYSTEM, ETE SUZANO, AND ITS SURROUNDINGS, USING AQUATIC ORGANISMS

Natália Hamada

Abstract

The Suzano Sewage Treatment Station, ETE Suzano, located at Suzano city, receives effluents and domestic sewage from five municipalities that concentrate strong industrial activity. This region is special for sanitary studies for Tietê river preservation due to the importance of such a river and its origin quite close from Suzano. The present work applied toxicity tests for aquatic organisms (different trophic levels) in order to assess the toxic cargo that arrives to the station, the efficiency of biological treatment applied to the same, as well as the influence of the station to its surroundings. The results for the five sampled sites indicated that for the affluent the toxicity was significantly higher compared to others stations and this result was confirmed for all tested organisms. The effective toxic concentrations EC_{50} varied from 1.02% and 21.14% for *V. fischeri*, and between 0.60% to 83.84% for *D. similis*. The worst results were obtained during the first sampling. Regarding the final treated effluent more critical results were determined for *Ceriodaphnia dubia* with chronic value at 2006, October (7.07%). For this same treated effluent other toxic values varied from 15.81% to 86.60%. The next three sampled sites, which represented the river, only moderate toxicity was evidenced at the first campaign and for *V. fischeri*. The results for chronic effects (*C. dubia*) aimed reproduction of the organisms at control local and at Tiete River, downstream and upstream Suzano station. It was evident that the waters collected around the station reduced the reproduction capability of crustaceans. Similarly some organic contaminants could be determined at these sites and other critical parameter for the maintenance of aquatic life, the dissolved oxygen in water, resulted in values between 6.80 ppm to 7.20 ppm at control site while very low values were obtained at water River (between 0.5 ppm and 0.7 ppm), much lower than 2.0 mg / L provided by CONAMA.

1.0 - Introdução

A poluição dos rios é fenômeno conhecido desde a antiga Macedônia, quando Aristóteles estudou com interesse alguns organismos que se desenvolviam nas águas poluídas (Branco, 1983). O problema intensificou-se com a introdução dos sistemas de esgotos nas cidades, técnica que, no Império Romano já era largamente utilizada com os canais de esgoto destinados ao afastamento dos dejetos.

O lançamento de esgotos “in natura” em corpos d’água foi, e continua sendo, uma alternativa utilizada em várias cidades (Mancuso, 1988). Com o adensamento populacional nos grandes centros urbanos e o incremento no lançamento de despejos domésticos e industriais, nota-se que os sistemas aquáticos não estão mais suportando as cargas tão elevadas de matéria orgânica e inorgânica, o que impede ou dificulta a realização do processo de autodepuração natural, que possibilitaria a eliminação e remoção de impurezas, por meio da assimilação, decantação, digestão e oxidação de vários compostos (Branco, 1983).

As atividades humanas e industriais têm levado à crescente deterioração do ambiente aquático pela introdução de ampla diversidade de poluentes. O principal receptor destes poluentes é o ecossistema aquático, mesmo que os poluentes sejam lançados no ar ou no solo (Borrely, 2001). As modificações ambientais decorrentes podem resultar em mudanças na estrutura e na dinâmica de um ecossistema, como modificações no fluxo de energia de um sistema natural (Pereira et al., 1987).

O estado atual de degradação dos recursos hídricos da cidade de São Paulo pertencentes à Bacia do Alto Tietê, onde está localizada toda a região metropolitana, deve ser compreendido reportando-se, primeiramente, à evolução do desenvolvimento e ocupação territorial do Estado paulista.

O consumo de água é dependente de vários fatores, tais como os hábitos, poder aquisitivo, nível de educação, saúde da população, características climáticas, e seleção adequada dos sistemas de abastecimento e esgotamento sanitário.

Grande parte do Município de São Paulo situa-se nos 5.650 km² da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, um conglomerado de 39 municípios, que apresentava 18,4

milhões de habitantes em 1990. Atualmente, a cidade de São Paulo conta com 19.616.060 habitantes (IBGE, 2007).

Os principais reservatórios responsáveis pelo abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo são Cotia, Alto Tietê, Rio Claro, Rio Grande, Guarapiranga e Cantareira, estando alguns seriamente comprometidos do ponto de vista sanitário acarretando uma diminuição da capacidade produtora de água para abastecer a cidade (COMITÊ DE BACIA DO ALTO TIETÊ, 2001).

Há décadas, a poluição ultrapassa as fronteiras entre bairros, cidades, estados e países (Odum, 1986). Esse fato é observado ao longo do Rio Tietê, que tem seu curso passando por várias cidades, que na década passada não apresentavam problemas de poluição das águas e, desde o crescimento da populacional, se apresentam totalmente poluídas como, a cidade de Pirapora do Bom Jesus, próxima à cidade de São Paulo (Mancuso, 1988).

O avanço tecnológico propiciou o desenvolvimento e instalação de estações de tratamento de esgotos para conter e minimizar a poluição dos sistemas aquáticos, com a finalidade de reduzir as concentrações de matéria orgânica presente nos esgotos domésticos. No entanto, verifica-se que estas tecnologias são ineficientes para a eliminação de patógenos e substâncias tóxicas das águas residuárias (Hespanhol, 1997).

No Estado de São Paulo estão concentradas as principais atividades industriais do país. Os resíduos gerados por estas atividades comprometem a qualidade dos corpos receptores. De acordo com o Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo, elaborado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento do Estado de São Paulo (CETESB 2007), a qualidade da água para abastecimento público é ruim no trecho do Alto Tietê, à jusante da ETE Suzano. Segundo a avaliação do índice de vida aquática (IVA), este mesmo trecho foi classificado como péssimo. Os níveis de coliformes termotolerantes estão cerca de 4 a 70 vezes acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05.

Este trabalho contribui na avaliação dos efeitos biológicos da água no entorno da estação de tratamento de esgotos de Suzano, monitorando a qualidade das águas através de comparação de três ensaios biológicos.

2.0 – Objetivo

Este trabalho teve como objetivo utilizar ensaios de toxicidade para avaliar a carga tóxica recebida e tratada pela Estação de Tratamento de Esgotos de Suzano, São Paulo, bem como estimar a influência da estação no seu entorno. A linha principal do estudo foi a ecotoxicologia aplicada ao saneamento básico, por meio das seguintes etapas:

- 2.1 Emprego de ensaios de toxicidade aguda e crônica nos afluentes e efluentes da ETE, com organismos *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*.
- 2.2 Emprego de ensaios de toxicidade aguda e crônica em águas do rio Tietê, nas proximidades da ETE Suzano e em um ponto controle.
- 2.3 Avaliar a eficiência do tratamento de ETE Suzano para a redução de toxicidade.
- 2.4 Acompanhar os resultados de parâmetros físicos e químicos nos efluentes antes e após o tratamento biológico da estação, tentando correlacioná-los com a eficiência medida pelos ensaios de toxicidade.

3.0 - Considerações Teóricas e Revisão Bibliográfica

O esgoto é o termo usado para as [águas](#) que, após a utilização humana, apresentam as suas características naturais alteradas. Conforme o uso predominante: comercial, industrial ou doméstico essas águas apresentarão características diferentes e são genericamente designadas de [águas residuais](#) (SABESP,2008). O esgoto contém basicamente [matéria orgânica](#) e [mineral](#), resíduos de produtos [tóxicos](#) de origem industrial, materiais descartáveis e resíduos grosseiros, etc (SABESP,2008).

O esgoto em decomposição anaeróbica produz gases que, em espaços fechados, como tubulações ou estações, podem estar concentrados em níveis perigosos. O gás sulfídrico é o principal responsável pelo cheiro característico do esgoto em decomposição anaeróbica.

Na região metropolitana de São Paulo, o tratamento utilizado nas grandes estações de tratamento se baseia em lodos ativados, onde há uma fase líquida e outra sólida (o lodo residual desidratado). Na etapa final de tratamento do efluente líquido deveria haver desinfecção do esgoto para diminuir a densidade de organismos de origem fecal e possíveis patógenos nos rios que recebem efluentes. O método de cloração do esgoto, já tratado previamente numa Estação de Tratamento (ETE), pode contribuir na redução de patógenos no lançamento dos efluentes.

Ainda com relação ao tratamento biológico dos esgotos, a eficiência do processo depende da capacidade de floculação da biomassa ativa e da composição dos flocos formados. As bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estrutura dos flocos, processo de biodegradação (SABESP,2008).

Uma breve descrição das etapas do tratamento de esgotos é apresentada a seguir.

Fase preliminar - remoção de sólidos grosseiros e de areia, visando proteger as demais unidades de tratamento e os dispositivos de transporte (bombas e tubulações), além dos corpos receptores.

Tratamento Primário - o esgoto ainda contém sólidos em suspensão não grosseiros, cuja remoção pode ser feita em unidades de sedimentação, reduzindo a

matéria orgânica contida no efluente. Os sólidos sedimentáveis e flutuantes são retirados via decantadores. Os materiais flutuantes como óleos e graxas, de menor densidade, são removidos na superfície. A eliminação média da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é de 30%.

Tratamento Secundário - visa, principalmente, a remoção de sólidos e de matéria orgânica não sedimentável e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio e fósforo. Nesta etapa deve existir uma relação ideal entre alimento e microrganismo (F/M). Após as fases primária e secundária, a eliminação de DBO deve alcançar 90%. A etapa de remoção biológica dos poluentes e sua eficiência pode produzir um efluente em conformidade com o padrão de lançamento previsto na legislação ambiental.

Tratamento Terciário - remoção de poluentes tóxicos ou não biodegradáveis ou eliminação adicional de poluentes não degradados na fase secundária. Desinfecção - grande parte dos microrganismos patogênicos foi eliminada nas etapas anteriores, mas não a sua totalidade. A desinfecção total pode ser feita pelo processo natural - lagoa de maturação, por exemplo - ou artificial - via cloração, ozonização ou radiação ultravioleta. A lagoa de maturação demanda grandes áreas, pois necessita pouca profundidade para permitir a penetração da radiação solar ultravioleta. Entre os processos artificiais de desinfecção, a cloração é o de menor custo, mas pode gerar subprodutos tóxicos, como organoclorados. Vale lembrar que o Brasil praticamente não aplica a etapa de tratamento terciário, o que piora a qualidade das águas no país.

A contaminação por compostos orgânicos e inorgânicos que atingem as estações de tratamento de esgotos e corpos receptores é fator importante tanto sobre o tratamento em si quanto à modificação da biota do corpo receptor atingido, seja por excesso de nutrientes, ausência de oxigênio, pela incapacidade de alimentação, equilíbrio e reprodução reduzidos e o efeito tóxico propriamente.

Atualmente, as cinco Estações de Tratamento na grande São Paulo (Barueri, Parque Novo Mundo, ABC, São Miguel e Suzano) tem capacidade para tratar até 18 mil litros/segundo. Com a ampliação da ETE Barueri, o sistema irá tratar 21 mil litros/segundo, ou seja, a Empresa tem capacidade para atender todos os municípios da região metropolitana de São Paulo. O índice de coleta da região metropolitana de São Paulo (RMSP) vai saltar de 63% para 84% e o tratamento de 20% para 70% (GESp, 2007).

Em 2001 e 2005 duas regulamentações (SMA 03/2001 e CONAMA 357/ 2005) estadual e federal tentam introduzir a avaliação de toxicidade para organismos aquáticos em efluentes e esgotos descartados nos rios. Todavia, a SABESP não consegue cumprir

essa exigência que tem sido parcialmente cumprida por parte de algumas indústrias do país, principalmente no Sul e no Sudeste.

3.1 - Ecotoxicologia e suas aplicações no saneamento básico

A Ecotoxicologia permite avaliar os danos ocorridos nos diversos ecossistemas após a contaminação e também prever impactos futuros, quando da comercialização de produtos químicos e/ou lançamentos de despejos num determinado ambiente (Zagatto, 2006).

A toxicidade de agentes químicos no meio hídrico é avaliada por meio de ensaios ecotoxicológicos com organismos representativos da coluna d'água ou dos sedimentos de ambientes de água doce, estuarinos ou marinho. O conhecimento da toxicidade desses agentes a diferentes organismos aquáticos possibilita, além do estabelecimento de limites permissíveis de várias substâncias químicas para a proteção da vida aquática, avaliar o impacto momentâneo que esses poluentes causam à biota dos corpos hídricos. Geralmente, nesses estudos são utilizados testes simples, como por exemplo, exposição relativamente curta para avaliação dos efeitos agudos. Conforme o objetivo do trabalho são realizados testes que avaliam efeitos de longa duração para avaliação dos efeitos crônicos (Zagatto, 2006).

A toxicidade ou ecotoxicidade pode não ser o resultado da ação de apenas uma substância isolada, mas da interação e magnitude de vários agentes presentes num determinado ambiente. Assim, o termo ecotoxicidade foi definido pela primeira vez pelo Prof. Jouany (França), em 1970, como sendo um fator capaz de perturbar o equilíbrio existente entre outros organismos e o seu meio (Blaise, 1984).

Os ensaios de toxicidade podem ser realizados na forma estática, semi-estática, em fluxo contínuo ou em campo. Na forma estática não há renovação da solução-teste durante o ensaio. A forma semi-estática é caracterizada pela renovação periódica da solução-teste. Este sistema é utilizado quando a substância não é muito estável (Pereira et al., 1987; Nipper, 2000; Borrelly, 2001).

A renovação de soluções durante ensaios de duração mais longa, ou ainda os ensaios com fluxo contínuo foram desenvolvidos para assegurar a eliminação dos

excretas dos organismos durante o período de ensaio, a manutenção da concentração da substância tóxica e oxigênio dissolvido, além da eliminação de alimento e resíduos (Pereira et al., 1987).

Os ensaios de toxicidade podem ser classificados segundo os efeitos que os organismos venham apresentar durante o tempo de exposição dos ensaios (Nipper, 2000; Borrelly, 2001) em:

- **Toxicidade Aguda** – ensaios de curta duração que abrangem apenas parte do ciclo de vida do organismo-teste; normalmente avaliam a mortalidade ou a imobilidade dos organismos, influência em reações bioquímicas, metabolismo, entre outros.
- **Toxicidade Crônica** – ensaios com exposição prolongada, que podem abranger todo o ciclo de vida dos organismos-teste; avaliam parâmetros subletais como reprodução, deformidades e o crescimento.
- **Toxicidade Crônica de curta duração** – períodos de exposição mais curtos em relação aos ensaios crônicos tradicionais, que abrangem partes sensíveis do ciclo de vida dos organismos-teste, avaliando parâmetros subletais.

Os resultados dos ensaios de toxicidade são normalmente expressos como CL, CE, CI, CENO e CEO. A CL e a CE representam respectivamente a Concentração Letal e a Concentração Efetiva de uma amostra a uma determinada porcentagem de organismos expostos. A CL50 e a CE(I)50, isto é, a Concentração Letal e a Concentração Efetiva a 50% dos organismos expostos, são as mais utilizadas em uma avaliação de efeito agudo. A Concentração Inibitória, CI, é utilizada para ensaios de efeito agudo ou crônico (Romanelli, 2004). A CENO e CEO representam a Concentração de Efeito Não Observado e a Concentração de Efeito Observado, respectivamente (Nipper, 2000). Esses dois parâmetros juntos permitem a determinação de uma faixa de sensibilidade e não de um valor absoluto de concentração do agente tóxico, e são utilizados em ensaios de toxicidade crônica.

A avaliação periódica da sensibilidade dos organismos bem como dos procedimentos desse tipo são realizados com substância chamadas de referência como o (dicromato de potássio, o cloreto de sódio, cloreto de potássio, fenol, etc). O resultado de um ensaio de toxicidade é considerado aceitável se a sensibilidade à substância de referência estiver dentro dos limites estabelecidos pela carta-controle, obtida pela média da CL50 ou CE(I)50 de um determinado número de ensaios ± 2 desvios padrão (ABNT, 2004; Nipper, 2000).

Uma breve revisão de trabalhos avaliando a toxicidade de efluentes e esgotos domésticos, como por exemplo, o trabalho realizado por Jonsson e Maia em 2007 avaliando a toxicidade do lodo de esgoto de duas estações de tratamento (Franca e Barueri) para *Daphnia similis* mostrou maior toxicidade para o material de Barueri, cujo efeito se manifestou em menor tempo de exposição. Valores de mais de 90,0% de imobilidade dos organismos foram registrados durante os 14 dias de exposição, enquanto que nos controles a imobilidade variou entre 3,1 e 21,8%.

No estudo realizado por Ruiz, et al (2008) na análise ecotoxicológica dos Ribeirões Tabajara e Pires no Município de Limeira conclui-se que no período analisado, as estações de coleta provavelmente sofrem interferência de contaminantes oriundos de cultivos localizados nas proximidades.

Outro estudo da remoção da toxicidade aguda e físico-químico em sistemas de tratamento de efluentes líquidos - comparação de resultados para tipologias de indústrias do Paraná realizado com a bactéria *Vibrio fischeri* e a *Daphnia similis* apresentaram níveis de toxicidade bastante altos para indústrias alimentícias e curtume, após o tratamento dos efluentes, os resultados dos testes ecotoxicológicos para os três organismos avaliados, mostraram-se acima dos limites estabelecidos pela Norma do Instituto do Paraná (Bosa, et al, 2008).

Na avaliação ecotoxicológica da eficiência da detoxificação do efluente tratado pela ETE da Universidade de Santa Cruz do Sul, as amostras foram altamente tóxicas para microcrustáceos (Colletta, 2008).

3.2 - Considerações sobre o rio Tietê

O rio Tietê nasce na cidade de Salesópolis, em São Paulo, na cadeia montanhosa da Serra do Mar, a mil metros de altitude e a 22 quilômetros do Oceano Atlântico. Contrariando o curso da maioria dos rios, ele corre para o interior do estado, atravessando a cidade. Essas características fazem com que suas águas só

desemboquem no mar depois de percorrerem 3.500 quilômetros, nos quais se encontram com o rio Paraná na divisa do Mato Grosso do Sul, e chegam até o rio da Prata. Com tal percurso, o rio Tietê se tornou um dos mais importantes para a expansão territorial do país.

Desde o século XVI, jesuítas e bandeirantes, os "conquistadores do sertão", navegavam pelo Tietê à procura de índios, para utilizar como mão-de-obra escrava. As aberturas de novas estradas terrestres e as perspectivas de um comércio mais lucrativo reduziram as viagens fluviais pelo Tietê. Sabe-se que as últimas ocorreram por volta de 1838, quando uma epidemia de febre tifóide se alastrou pelas margens do rio, deixando poucos sobreviventes (www.aprenda 450 anos)

No início do século XX, o rio Tietê era um dos locais de lazer preferidos dos paulistanos: piquenique, natação, pesca e esportes aquáticos. Em 1930, 150 empresas já jogavam lixo no rio Tietê. As atividades esportivas continuaram até a década de 1950, quando o rio Tietê transformou-se em esgoto a céu aberto da cidade. Hoje ainda, são despejadas diariamente cerca de 134 toneladas de lixo inorgânico em suas águas, e o índice de oxigênio na água é zero em boa parte da RMSP. O rio Tietê volta a dar sinais de vida somente após sua passagem pela cidade de Salto (Tropicana, 2005).

O excesso de esgoto é a causa da formação de espuma no rio Tietê na região de Salto, segundo a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CESTESB, 2007). A espuma voltou a cobrir o rio na área urbana depois de quase dois anos de ausência. De acordo com o gerente do setor de Águas Interiores, Nelson Menegon Júnior, a espuma resulta da presença de detergentes no esgoto lançado no rio. Aparentemente o papel principal do tratamento de esgotos e efluentes tem sido a remoção de matéria orgânica, cuja eficiência está próxima a 80% com o tratamento secundário (CESTESB, 2007).

A avaliação da ecotoxicologia aguda das águas com organismos aquáticos se constitui em abordagem exploratória para evidenciar um problema de qualidade de corpos hídricos que recebem despejos domésticos e industriais. Com essa finalidade Zagatto & Gherardi-Goldstein (1991) demonstraram que, durante cinco anos, dentre as 213 amostras de água de rios e reservatórios do Estado de São Paulo testadas com *Daphnia similis*, 22 apresentaram efeito tóxico agudo.

Em estudos de rios da região da Grande São Paulo, (Bertoletti et al. 1989) também demonstraram que 50% das amostras submetidas ao ensaio com *Daphnia similis* apresentavam efeito tóxico agudo. Esses autores evidenciaram a inexistência de correlação entre os resultados dos ensaios ecotoxicológicos e as análises física e químicas e, por isso, recomendaram a utilização desses ensaios para complementar a caracterização das águas destinadas à proteção da vida aquática.

No Brasil, uma quantificação parcial no início dos anos 80 indicou que 79% dos efluentes domésticos e 62% dos efluentes industriais apresentavam efeitos tóxicos após os tratamentos para remoção de poluentes convencionais. Ainda, e mais relevante, foi o fato de que 43% dos efluentes domésticos e 46% dos efluentes industriais tinham potencial para causar efeitos tóxicos em diferentes recursos hídricos.

Segundo Bertoletti & Zagatto estudos brasileiros demonstraram que os sistemas de tratamento, em muitos casos, são ineficientes para a remoção da toxicidade de efluentes, mesmo quando o despejo atende os limites estabelecidos nos padrões de emissão. Nesses estudos, também foi demonstrado que a toxicidade remanescente dos efluentes após os tratamentos pode causar efeitos tóxicos nos respectivos corpos hídricos receptores. Portanto, hoje é reconhecido que somente os ensaios ecotoxicológicos possuem a peculiaridade de caracterizar os efluentes líquidos de forma mais abrangente, como um todo, principalmente pelo fato de acusar a biodisponibilidade dos agentes químicos presentes, bem como detectar o efeito tóxico resultante das interações entre esses agentes.

A partir de 1984, vários estudos foram direcionados ao conhecimento de efeitos biológicos de emissões líquidas (ao redor de 370) em diversas regiões do estado de São Paulo: Cubatão; Grande São Paulo; Vale do Paraíba do Sul; Piracicaba e Paulínia (CETESB, 2007).

Um levantamento de dados históricos proveniente de monitoramentos efetuados pela CETESB em vários corpos hídricos do Estado de São Paulo no período de 1997 a 2003 demonstra que a ocorrência de efeitos tóxicos a *Ceriodaphnia dubia* permanece praticamente semelhante em cerca de 600 ensaios ecotoxicológicos efetuados em 130 pontos de amostragem. Esses dados

indicam que, além dos ensaios de toxicidade aguda, os ensaios crônicos devem ser obrigatoriamente utilizados para o monitoramento eficaz da qualidade das águas. Por outro lado, tais dados demonstram que apesar dos esforços empreendidos, ainda são necessárias investigações que permitam eliminar as fontes de contaminação e efeitos observados.

Ao tomar os detergentes como exemplo, sabe-se que estão presentes nas ETEs em concentrações importantes (3 ppm a > 10 ppm) (Rand, 1995). Tendo função de limpeza, os surfactantes atingem o sistema biológico por alvos variados. Estimativas sugerem que as ETEs conseguem reduzir um terço do total de surfactantes dispostos nas águas e outro terço atinge águas e sedimento de rio, mar e ambiente terrestre (Rand, 1995).

Estudos visando efeitos dos detergentes assim como (Moraes, 2004), (Romanelli, 2004). Os nonifenóis etoxilados, surfactantes não iônicos, quando expostos ao caramujo adulto *Biomphalaria tenagophila* resultaram em mortalidade (0,1 e 1,0 ppm – 96h), enquanto que na segunda geração após a exposição foi constatada a redução na reprodução do caramujo (Oliveira-Filho *et al*, 2006). Peixes e invertebrados apresentam sensibilidade similar ao LAS (surfactante aniônico mais empregado), com efeito agudo a partir de 1 ppm a 10 ppm (Rand, 1995). Redução importante da microfauna do lodo ativado pode ser induzida pela presença de surfactantes em concentrações relativamente baixas. Estudos com dodecilsulfato de sódio resultaram em CE(I)50 média de 2,09% para *V. fischeri* (15 min) e 11,48% para *D. similis* (24 h), (Romanelli *et al*, 2004).

Das 45 amostras de efluentes líquidos industriais brutos analisadas, 42 (93,3%) apresentaram efeito tóxico agudo frente à *Daphnia similis* e as restantes, indícios de toxicidade. Quanto aos efluentes tratados, que são em sua grande maioria despejados diretamente em corpos d'água, 30 (66,7%) apresentaram efeito tóxico agudo frente à *Daphnia similis*, enquanto os demais mostraram indícios de toxicidade (Nieto, 1998).

Em 1984 o estudo realizado com efluentes de refinarias de petróleo, verificou a existência de baixa correlação entre as variáveis físico-químicas e os resultados dos testes de toxicidade. Este atribuiu que a toxicidade detectada nos efluentes tratados das refinarias foi devido à presença de outros elementos não analisados quimicamente e, também, às interações dos contaminantes presentes no mesmo.

Este mesmo fato deve ser considerado para os efluentes tratados na ETE em estudo, pois o afluente dessa estação é constituído por efluentes provenientes de diferentes atividades industriais, que utilizam em seus processos uma variedade muito grande de matérias-primas, produtos estes que podem chegar de forma residual nos efluentes e, quando presentes em sistemas convencionais de tratamento de esgotos, podem não ser removidos.

Buscando processos alternativos para o tratamento de efluentes especiais, Borrelly (2001) aplicou a radiação ionizante no tratamento de efluentes industriais e domésticos da ETE Suzano, São Paulo. A eficiência da radiação na degradação de contaminantes orgânicos foi avaliada com ensaios de toxicidade aguda utilizando *Daphnia similis*, *Vibrio fischeri* e *Poecilia reticulata*. Foi observada a redução gradual da toxicidade, entre 75% e 95%, com aumento das doses aplicadas, entre 5 kGy e 50 kGy, utilizando-se um acelerador de elétrons.

Segundo Moraes, 2004, a irradiação com elétrons mostrou-se eficiente na redução de surfactante aniônico em efluentes (média de 71,80% a 82,76% - methylene blue active substance - **MBAs**), que correspondeu a uma redução de toxicidade entre 30% e 91% respectivamente para a maioria dos efluentes. O efluente final antes do tratamento por irradiação não apresentou níveis de toxicidade elevados.

4.0 - Materiais e Métodos

Este projeto surgiu de um grande estudo multidisciplinar com o apoio da FAPESP e integrantes do Instituto Butantan, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN - CNEN/SP (Centro de Biologia Molecular e Centro de Tecnologia das Radiações – CTR); Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP. O estudo foi desenvolvido usando a Estação de tratamento de esgotos de Suzano, ETE Suzano, como referencial. Assim, a toxicidade como parâmetro principal do estudo foi avaliada na estação e no rio Tietê, no entorno da ETE Suzano.

Nesse local foram selecionados quatro pontos de amostragem, dois na estação e dois no rio. Os pontos no rio foram chamados de P1 e P4, montante e jusante da ETE Suzano, com aproximadamente 200 metros de distância de referência, estes pontos foram a inovação deste estudo e de muita importância para avaliar o impacto causado no rio Tietê antes e após a estação. Na estação, o ponto afluente (saída do esgoto das grades medianas) foi denominado de P2; posteriormente o efluente final tratado pela estação P3, coletado imediatamente antes do lançamento no rio. Um quinto ponto do estudo denominado P0 situava-se no Reservatório Ponte Nova, no município de Salesópolis, relativamente próximo à nascente do rio Tietê. Neste caso o ponto P0 foi utilizado como controle onde se pretendia verificar a diferença entre a toxicidade na água do ponto controle e como os pontos mais distantes da nascente se portariam em relação à toxicidade das águas de acordo com o descarte dos efluentes industriais no decorrer do percurso do rio.

As coletas foram realizadas no período entre Setembro de 2005 até Março de 2008, sendo que coletas intermediárias ocorreram em Julho de 2006; Fevereiro de 2007 e Agosto de 2007 contemplando duas estações de seca e chuva.

A SABESP - Suzano (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) realizou a coleta das amostras para os quatro pontos e fez a composição das mesmas (quatro alíquotas em 24 horas de coletas, com proporcionalidade de vazão de entrada).

A coleta de água do ponto zero foi realizada em de 2006 e 2007 com a equipe do Laboratório de Ensaios Biológicos e Ambientais (LEBA) utilizando baldes de plástico devidamente amarrado em uma corda e lançado na água do Reservatório Ponte Nova, após a coleta a água foi armazenada em galão de 25 l até a chegada ao LEBA onde o ensaio foi realizado imediatamente.

Os ensaios ecotoxicológicos foram realizados no Laboratório de Ensaios Biológicos Ambientais do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (LEBA) utilizando os cládóceros *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* e a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*. Esses ensaios seguiram metodologia descrita pela ABNT e foram iniciados logo após a coleta. Poucas frações dessas amostras foram preservadas sob congelamento para a troca necessária quando a toxicidade crônica foi avaliada. O ensaio com *V. fischeri* foi realizado com o aparelho Microtox®, com bactéria produzida no país (U-O22 Biolux).

A estação de tratamento de esgotos (ETE - Suzano) está representada esquematicamente na Figura 9, onde também são indicados os pontos de amostragem utilizados neste trabalho.

As figuras 1, 2,3 e 4 ilustram os pontos de coletas amostrados durante a execução deste trabalho.

Durante o programa de amostragem, alguns parâmetros físico-químicos foram analisados: temperatura, pH, OD, DBO, condutividade, carbono orgânico total, sólidos totais, fenol, nitrogênio, nitrogênio amoniacal, entre outros, com metodologia sugerida no Standard Methods (APHA, 1998).

Figura 1 – rio Tietê antes de passar pela estação

Figura 2 – Ponto na estação, separação dos sólidos grosseiros

Figura 3 – calha de condução do efluente final em direção ao rio

Figura 4 – rio Tietê após a estação

4.1 - Ponto Zero

A represa de Ponte Nova foi construída no município de Salesópolis, na Bacia Hidrográfica do rio Tietê/Cabeceiras (UGRH Alto Tietê), região sudeste do Estado de São Paulo, próximo à nascente do rio Tietê. A área total da represa é de cerca de 25,7 km² e o volume máximo igual 336,4x10⁶ m³. As principais funções da represa é fornecer água para o abastecimento da região metropolitana do município de São Paulo e controle das enchentes. Localizada próximo ao Parque Estadual da Nascente do rio Tietê e da Área de Proteção Ambiental da Várzea do rio Tietê, a represa tem sofrido poucos impactos antrópicos desde a sua construção no início da década de 70.

A coloração das amostras de todos os pontos amostrados em Março de 2008 pode ser observada por meio da figura 5.

Figura 5 – Fotografia de amostras coletadas nas cinco estações de amostragem da direita para esquerda pontos P0 a P4

As figuras 6 e 7 ilustram o Reservatório Ponte Nova e a coleta realizada no Ponto Zero (P0) respectivamente.

Figura 6 – Reservatório da Ponte Nova (P0)

Figura 7 – Coleta e transferência de amostra de água (P0)

4.1.2 - Estação de Tratamento de Esgotos de Suzano – ETE Suzano

A Estação de Tratamento de Esgoto de Suzano – ETE Suzano está situada a 52 km de São Paulo. Foi inaugurada em 1982 e opera através de sistemas de lodo ativados, em nível secundário, com grau de eficiência superior a 90% de remoção de carga orgânica DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio). A população equivalente do projeto é de 720.000 habitantes.

Essa estação foi projetada para receber esgotos domésticos e não domésticos dos municípios de Ferraz de Vasconcelos, Mogi das Cruzes, Suzano, Poá e Itaquaquecetuba. Além desses efluentes, a estação recebe esporadicamente, efluentes de fossas sépticas que são lançados na elevatória do esgoto bruto e outros efluentes industriais, que são armazenados em um tanque de equalização e deste encaminhados à elevatória de recirculação.

A ETE Suzano tem 10% de sua vazão afluyente proveniente de efluentes industriais, sendo que 7% dessa vazão é devida a um efluente com alto teor de

aminas, que chega à ETE via rede, sendo este responsável pela maior carga de nitrogênio total e amoniacal, superando inclusive contribuição de nitrogênio proveniente de chorume. Este efluente impacta diretamente a qualidade do efluente final da ETE, que acaba não atendendo a legislação (Art. 34 da Resolução 357 do CONAMA) em termos de nitrogênio amoniacal. Os 3% restantes de vazão estão relacionados a efluentes industriais que chegam à ETE Suzano via rede e caminhão. (Spósito, 2007).

Figura 8 - Esquema da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE SABESP - Suzano, com a localização dos pontos de amostragem

4.1.3 - Ensaios de Toxicidade Aguda com a Bactéria Marinha *Vibrio fischeri*

O ensaio de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* foi desenvolvido por Bulich em 1979 e patenteado comercialmente pela Beckman Instruments Inc., em 1982, como Sistema Microtox®. O Sistema Microtox vem sendo amplamente aplicado no monitoramento de substâncias tóxicas ambientais em muitos países, devido à elevada sensibilidade das bactérias utilizadas a esses compostos, mesmo em baixas concentrações (CETESB, 1987), além de ser um teste simples, rápido tem a vantagem de ter um custo razoavelmente baixo.

Vibrio fischeri são bactérias marinhas luminescentes que vivem no intestino e em órgãos luminosos de lulas (*Euprymna scolopes*), peixes e outros animais marinhos, onde estabelecem uma relação de simbiose muito importante para ambas as espécies (Caetano & Antunes, 2003).

O ensaio com a bactéria *Vibrio fischeri* foi realizado com o sistema Microtox®, modelo M-500 da Microbics, utilizou-se o protocolo para o teste básico, que consiste em rehidratar a bactéria e fazer a leitura da intensidade da luminescência inicial (sem contato com substância tóxica ou amostra), seguida de leituras da luminescência após a exposição das bactérias por 15 minutos a uma série de, pelo menos, quatro concentrações da amostra mais os controles. A análise estatística do ensaio baseia-se no efeito perda de bioluminescência em função da concentração da amostra objeto da exposição.

As amostras de efluentes ou águas não salinas necessitam de ajuste osmótico a 2,0%. Esse ajuste é realizado na própria cubeta na qual está estocada a amostra na maior concentração a ser testada.

A concentração mais elevada das amostras empregadas na montagem dos testes básicos foi entre 90% e 22%, as mais usadas nos ensaios, enquanto que para as amostras mais tóxicas, procedeu-se uma diluição prévia, em balão volumétrico a 10% (v/v), com o devido ajuste osmótico e água destilada e tratada pelo Sistema Milli-Q. Posteriormente, foram adicionadas as frações de amostras a cada cubeta, precedidas da leitura de I_0 . Nas cubetas controles, foram acrescentados somente a solução de diluição (reagente específico do sistema) e

10 μ L da solução reagente (que contém a bactéria). O fenol, substância referência, foi utilizado para avaliar a técnica bem como validar os testes realizados com as amostras.

Os dados foram registrados e processados por um programa de computador (Versão 7.82 – Part No. 50H070), que se baseia numa curva de regressão linear a partir do efeito gama (razão entre a luz perdida e a luz remanescente) das concentrações de amostras analisadas.

Os ensaios foram iniciados a partir da reconstituição do reagente (hidratação), cultura de bactéria liofilizada, da marca Bioluz, UMWELT Ltda, utilizando-se 0,35 mL da solução de reconstituição, água altamente purificada e diluente. Inicialmente as amostras passaram por uma série de diluições e por um ajuste osmótico com solução de cloreto de sódio a 2,0%. Cada ensaio utiliza dois conjuntos de cubetas, o primeiro para a diluição das amostras e o segundo para a leitura da intensidade de luz inicial (sem contato com a substância tóxica).

As amostras foram distribuídas em outro conjunto de cubetas após serem fracionadas em concentrações decrescentes sendo que na primeira cubeta foi feito o ajuste osmótico.

As concentrações das amostras empregadas no teste foram: 10,23%; 20,14%; 40,95% e 81,90%, estas concentrações derivam do fator de diluição 1. As amostras mais tóxicas foram submetidas à diluição prévia em balão volumétrico. Nas cubetas controle foram acrescentadas somente a solução de diluição (reagente específico do sistema) e 10 μ L da solução reagente (cultura de bactéria).

A leitura da luminescência inicial (I_0) da bactéria foi realizada apenas com a suspensão bacteriana (10^6 células/ mL de solução de reconstituição) e 0,5 de diluente que é específico para o Sistema Microbics. A segunda leitura realizada após 15 minutos com a transferência de 1 mL de cada amostra para câmaras de incubação contendo suspensão bacteriana.

A perda da luminescência dessa bactéria significa que a presença de substâncias tóxicas do meio interferiu negativamente no sistema enzimático das mesmas, sendo o processo respiratório o principal alvo de ação. Entretanto,

dependendo dos contaminantes, outras estruturas da célula bacteriana são afetadas, principalmente estruturas de membrana, no caso de exposição a surfactantes, por exemplo (Romanelli, 2004).

A resposta do teste é normalmente expressa pela CE50 que é calculada a partir da redução na quantidade de luz emitida pelo microrganismo teste após sua exposição ao agente tóxico por um período de 15 minutos em condições padronizadas. A CE50 pode ser transformada em unidade tóxica, U.T., ou ainda pode ser expressa pelo valor do efeito gama. Esse valor é obtido pela razão entre o decréscimo na quantidade de luz emitida pelo organismo teste e a quantidade de luz remanescente durante a exposição. A CE50 é a concentração da amostra que corresponde ao valor de gama igual 1 (Borrely, 2001).

Figura 9 - Equipamento utilizado no ensaio de toxicidade aguda com *V. fischeri*.

4.1.4 - Microcrustáceos

Os microcrustáceos *Daphnia similis* (figura 10) (Claus, 1876) medem cerca de 0,5 mm a 5,0 mm e *Ceriodaphnia dubia* (figura 11) medem entre 0,8 mm e 0,9mm de comprimento e são mais arredondados (Richard, 1894) (Cladocera, Crustácea) são organismos de água doce facilmente encontrados em corpos d'água continentais. Estes organismos são filtradores e possuem o corpo coberto por uma carapaça transparente e um olho composto evidente, sensível a variações de intensidade de luz. Nadam para frente através do impulso das longas antenas.

Figura 10- *Daphnia similis*

Figura 11 – *Ceriodaphnia dubia*

4.1.5 - Cultivo de microcrustáceos

Os microcrustáceos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* utilizados nos ensaios de toxicidade foram cultivados no Laboratório de Ensaios Biológicos e Ambientais do CTR- IPEN. A água de cultivo utilizada na manutenção e também nas diluições procede do Reservatório Paiva Castro, Mairiporã, São Paulo, onde é coletada mensalmente. A água de cultivo, assim que chega ao laboratório, é filtrada em rede de plâncton de 45 µm para retirada do material particulado. A dureza é ajustada para atingir os valores entre 40 e 48 mg/L de CaCO₃, de acordo

com os procedimentos especificados na Norma ABNT 12713, 2004. O parâmetro pH foi sempre controlado e a água permaneceu em aeração constante para estabilização do pH, solubilização dos sais e saturação do oxigênio dissolvido, que deve estar numa faixa entre 60 e 100% de saturação.

Após cada uma das coletas de água de manutenção foram realizados ensaios de viabilidade da água com a exposição de pelo menos 10 organismos-teste durante 48 horas sem alimentação e mantidos na incubadora sob as mesmas condições das culturas. A imobilidade dos organismos não deve exceder 10% do total de organismos expostos para que a água possa ser utilizada (CETESB, 1997). O alimento utilizado para a manutenção das *Daphnias* e *Ceriodaphnias* é a alga *Pseudokirchneriella subcapitata* (ex *Selenastrum capricornutum*), na concentração de $2,0 \times 10^6$ células por organismos, aproximadamente, complementado com ração para truta e leveduras.

4.1.6 - Ensaio de Toxicidade Aguda com o Microcrustáceo *Daphnia similis*

Neonatos de *D. similis* com idade entre 6 e 24 horas foram expostos às substâncias de interesse, bem como às amostras envolvidas no estudo. A imobilidade ou morte são resultados da exposição dos organismos à amostra.

Para a realização deste ensaio foram utilizados as amostras dos pontos (P1 e P4 águas do rio, P2 e P3 afluente e efluente do rio) exceto P0, em todos os ensaios foram feitos controles onde os organismos foram expostos em tubos de ensaios calibrados de 10 mL somente à água de cultivo nas mesmas condições em que foram realizadas as demais exposições. Foram utilizadas quatro réplicas para cada concentração 25%, 50%, 75%, 100% utilizando balões volumétricos calibrados de 250 mL e para o grupo controle, sendo que cada réplica foi composta por cinco organismos, totalizando 20 organismos por concentração.

Durante os testes, os organismos foram mantidos no escuro, a $20^{\circ}\text{C} \pm 0,5$, em incubadora de DBO, sem alimentação. O cloreto de potássio foi a substância referência aplicada para a avaliação desses ensaios, com exposição de 24 horas e 48 horas, com um número mínimo de 20 organismos expostos nas

concentrações Controle, 250, 500, 750 e 1000 ppm geralmente utilizando quatro réplicas por concentração.

A leitura dos ensaios foi feita com auxílio de iluminação artificial para melhor visualização da imobilidade dos organismos expostos, o que corresponde à impossibilidade do organismo se movimentar na coluna d'água. São considerados imóveis os organismos que não forem capazes de nadar em um intervalo de 15 segundos (CETESB, 1986). Os dados obtidos foram devidamente registrados em formulários padronizados e armazenados no laboratório.

Foram realizados 5 ensaios de toxicidade para cada ponto de amostragem. A partir dos dados obtidos, número de organismos imóveis nas várias concentrações de amostras que fizeram parte do teste calcula-se o valor da CE (I) 50%, 24 e 48 horas, e o respectivo intervalo de confiança, utilizando-se o programa estatístico Trimmed Spearman Karber (Hamilton *et al.*, 1977).

Foram realizados ensaios mensais com cloreto de potássio em condições padronizadas pela Norma ABNT NBR 12713, 2004, cujos dados foram utilizados para a construção da carta controle e validação dos ensaios com as amostras ambientais. O período dessa exposição é padronizado para 48 horas.

A validade dos ensaios é confirmada quando o percentual de organismos imóveis no controle for inferior a 10%. A partir dos resultados do segundo ensaio, isto é, do número de organismos imóveis por concentração de amostra, foram calculadas as concentrações medianas que causaram imobilidade a 50% dos organismos, assim como o respectivo intervalo de confiança.

4.1.7 - Ensaios de Toxicidade Crônica com *Ceriodaphnia dubia*

Com exceção do ponto 2 foram empregados ensaios de toxicidade crônica utilizando *Ceriodaphnia dubia* para as amostras de água do rio (pontos 1 e 4) e do efluente final tratado pela ETE (ponto 3), com exposição de organismos jovens a 100% de amostra e por período suficiente para quantificar a reprodução durante

três crias, totalizando oito a dez dias de duração do ensaio. O ponto afluente 2 não foi utilizado por ser o ponto mais tóxico.

No ponto controle (P0), próximo à nascente do Rio Tietê em Salesópolis foram realizadas coletas para avaliar a qualidade da água e compará-las aos pontos situados no entorno da ETE, isto é, montante e jusante. Foram realizados ensaios de toxicidade crônica nas seguintes concentrações: Controle; 25%; 50%; 75% e 100% para verificar a reprodução dos organismos.

Para a realização do ensaio de toxicidade crônica para o P0 na primeira coleta, a água do reservatório foi utilizada em duas situações para verificação da melhor metodologia a ser empregada nos ensaios posteriores, para isso foi realizado ajuste da dureza da água (40 a 48 mg CaCO_3/L) para o primeiro ensaio, no segundo ensaio realizado no mesmo dia não houve ajuste de dureza e foi constatado que o ensaio realizado sem ajuste obteve reprodução maior dos organismos. Nos ensaios posteriores não houve ajuste da água (P0).

Os ensaios foram realizados de acordo com a Norma ABNT - NBR 13373 (2005) além de procedimentos internos do Laboratório onde as soluções devem ser preparadas no momento da realização do ensaio, utilizando as devidas proporções de amostra. As soluções testes devem estar na temperatura do ensaio no momento da transferência dos organismos. Essas soluções-teste consistem na amostra não diluída e/ou em uma série de diluições.

O ensaio deve ser mantido em 23°C a 27°C por aproximadamente sete dias, em recipientes-teste cobertos utilizando papel filme para que não haja evaporação das substâncias. As soluções-teste devem ser renovadas no mínimo duas vezes durante o ensaio, o organismo adulto deve ser transferido para aproximadamente 15 mL da solução nova, já com alimento. A cada renovação os organismos jovens produzidos por partenogênese eram retirados e contados.

O ensaio deve terminar quando 60% ou mais das fêmeas adultas sobreviventes no controle tiverem produzido no mínimo 15 organismos jovens, não ultrapassando o oitavo dia de exposição.

Como permitido pela norma ABNT, assim que as amostras chegaram foram fracionadas em frascos de plástico de 250 mL, 500 mL e 1000 mL para armazenagem em freezer.

Para realização dos ensaios de toxicidade aguda em organismos *Ceriodaphnia dubia*, foram utilizados copos plásticos descartáveis com capacidade de 40 ml em dez réplicas por concentração incluindo o controle. A diluição das amostras foi feita em balão volumétrico de 250 mL para as concentrações de 25%, 50%, 75% e a concentração de 100%. Em cada réplica, foi acrescentado um organismo neonato de *Ceriodaphnia dubia* com auxílio de pipeta média de 20 mL da amostra segundo sua concentração. Após o acréscimo do organismo cada réplica foi alimentada com 100 µl de alga *Pseudokirchneriella subcapitata* durante os oito dias de exposição e em cada troca total das amostras foi acrescentado 30 µl de ração e levedura (R.L.) um complemento alimentar.

O cloreto de potássio foi a substância utilizada como referência de toxicidade para avaliar a qualidade dos ensaios realizados. O tempo de exposição utilizado foi de sete dias, contando com o grupo controle. As concentrações de KCl utilizadas foram de 70, 125, 250 e 300 ppm.

A partir do número médio de organismos jovens produzidos por fêmea em cada concentração foram calculadas as concentrações de CENO, que é a maior concentração que não causa efeito deletério na sobrevivência e reprodução dos organismos, e CEO, menor concentração que causa efeito deletério na sobrevivência e reprodução dos organismos (CETESB, 1991). Para os cálculos dos valores de CENO e CEO foi utilizado o teste estatístico de “Dunnett”, que é uma análise de variância, com o programa estatístico “TOXSTAT 3.3 Computer Program”. O valor estabelecido para toxicidade crônica (VC), que corresponde a média geométrica entre CENO e CEO, também foi calculado.

Quando a média foi estatisticamente diferente daquela observada no grupo controle foi feita a Prova Exata de Fischer, teste estatístico do programa “TOXSTAT 3.3 Computer Program”.

4.1.8 - Avaliação da eficiência na redução de toxicidade

A avaliação da eficiência na redução da toxicidade aguda dos efluentes e esgotos foi realizada através da transformação dos valores de CE(I)50 obtidos nos ensaios de toxicidade aguda e CENO obtidos nos ensaios de toxicidade crônica em Unidades Tóxicas (UT) comparando o P2 e P3. Os valores das UTs são diretamente proporcionais à toxicidade e são obtidos pelas Equação 1:

$$UT = \frac{100}{CE(I)50}$$

Equação 1: Transformação de CE(I)50 em Unidades Tóxicas

A partir dos valores de Uts obtidos para as amostras de efluentes e esgotos foram calculados os percentuais de redução da toxicidade aguda e crônica.

4.2 - Avaliação de Parâmetros Físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos da água estão diretamente relacionados à presença de matéria orgânica e inorgânica na água e influenciam a toxicidade. Os parâmetros que mais interferem na toxicidade são o pH, a presença de resíduos sólidos e de contaminantes propriamente ditos.

Os parâmetros pH, Carbono Total (CT), Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Inorgânico (CI) e Oxigênio foram acompanhados.

4.2.1 - pH

Foram feitas leituras de pH de todas as amostras a 100%, com o pHmetro da Micronal. Como o pH pode exercer efeito deletério sobre os organismos quando expostos a amostras com valores de pH diferentes dos valores apresentados na água de cultivo dos organismos (pH entre $7,0 \pm 0,60$), foram medidos os valores de pH em relação à concentração das soluções utilizadas na montagem dos ensaios biológicos, para o estudo da influência deste parâmetro na toxicidade.

4.2.2 - Carbono Total, Carbono Orgânico Total e Carbono Inorgânico

As análises de Carbono Total (CT), Carbono Orgânico Total (COT) e Carbono Inorgânico (CI) foram realizadas em amostras das 3ª e 5ª campanhas utilizando-se o Analisador de Carbono Orgânico Total, o TOC modelo 5000A – Shimadzu Co (Laboratório de Pesquisa em Tratamento de Efluentes Orgânicos/CTR).

4.2.3 - Oxigênio Dissolvido na Água

As medidas de oxigênio dissolvido foram feitas em Oxímetro nas amostras a 100% para todas as campanhas no laboratório da SABESP/Suzano.

5.0 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, foram organizados os resultados do estudo, toxicidade determinada em amostras de águas e efluentes e, indiretamente, foi observada a eficiência do sistema de tratamento de esgotos e de efluentes pela análise dos resultados obtidos nos ensaios biológicos. Foram utilizados dois ensaios de toxicidade aguda, o ensaio com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*, o ensaio com o microcrustáceo *Daphnia similis*, além de um ensaio de toxicidade crônica utilizando o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*.

Os resultados compreenderam o período de Setembro de 2005 até Março de 2008, sendo que os pontos P1 e P4 representam os efeitos da contaminação em águas do rio Tietê, montante e jusante à ETE Suzano, enquanto que os pontos P2 e P3 são afluentes e efluentes da estação, respectivamente. Um ponto selecionado como controle negativo foi denominado de P0. Para esse ponto foram incluídos ensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, por tratar-se de água de manancial.

Os resultados obtidos em ensaios utilizando *Vibrio fischeri* em afluentes e efluentes da estação de tratamento (P2 e P3) foram organizados na tabela 1. Os resultados dos ensaios para os pontos P1 e P4 (água de rio) antes e após a estação também constam da mesma tabela.

Os resultados das amostras obtidas para a bactéria no afluente (P2) apontaram toxicidade superior aos demais locais amostrados, com valores de CE(I)50 variando entre 1,02% e 21,14%. O resultado obtido na primeira campanha foi o mais tóxico. Com relação ao efluente (P3) os resultados variaram entre 23,40% até > 81,90%. O que significa que o resultado da última campanha mostrou somente indício de toxicidade enquanto que no conjunto das quatro primeiras amostragens a média de CE(I)50 para o efluente foi de 31,20% para *Vibrio fischeri*, o que representa a eficiência no tratamento do material tratado na estação.

Os valores obtidos nos ensaios de toxicidade aguda utilizando a bactéria ficaram muito próximos para os dois locais amostrados no rio, sob a influência dessa estação de tratamento, (P1) e (P4). Da comparação entre os resultados desses dois pontos somente na primeira campanha (setembro de 2005) foi observado que o ponto da jusante resultou em amostras duas vezes mais tóxicas quando comparada ao P1.

Tabela 1 - CE(I)50 obtidos com *Vibrio fischeri* em afluentes e efluentes da ETE Suzano (exposição por 15 minutos)

Campanhas	P1	P2	P3	P4
1^a	52,39 (22,12-97,23)	1,02 (0,96-1,09)	36,01 (23,40-96,75)	25,39 (4,94-38,59)
2^a	23,43 (11,16-49,17)	18,23 (13,47-24,65)	28,01 (12,78-61,37)	23,11 (8,68-61,54)
3^a	22,27 45,95<CE50<81,90	14,05 (3,23-61,08)	23,40 45,95<CE50<81,90	23,40 45,95<CE50<81,90
4^a	36,91 (7,69-117,5)	15,13 (4,13-55,41)	37,41 (7,19-194,73)	36,04 (7,06-183,98)
5^a	>81,90	21,14	>81,90	>81,90

Os resultados dos ensaios de toxicidade aguda realizados com *Daphnia similis* em amostras de águas do rio, em afluentes e efluentes da ETE foram organizados na tabela 2.

De acordo com a tabela 2, os resultados obtidos do ponto afluente (P2) apresentaram ampla variação de valores para CE(I)50, entre 0,60% até 83,84%, sendo a toxicidade da primeira campanha a mais crítica entre todos os resultados para *D. similis* em exposição de 24 e 48 horas. Os resultados de toxicidade nas campanhas posteriores ficaram bem próximos e somente na quinta campanha houve acentuada redução na toxicidade. Os resultados de toxicidade do afluente (P2) para os dois sistemas biológicos foram agrupados na figura 13, a fim de facilitar a comparação.

Para o efluente tratado (P3) os resultados demonstraram menor efeito tóxico quando comparado com P2, pois foram observados somente indícios de toxicidade e mesmo campanhas que não apresentaram toxicidade para o microcrustáceo. Esses resultados refletem a eficiência do tratamento dos afluentes pelo processo biológico.

Tabela 2 – Valores de CE (I)50 obtidos com *Daphnia similis* em afluentes e efluentes da estação em 24 e 48 horas de exposição e seus devidos intervalos de confiança

Campanhas	P1	P2	P3	P4
1 ^a	NT	0,60	NT	NT
	NT*	0,60*	NT*	NT*
		(0,49-0,74)		
2 ^a	NT	14,82	100	77,39
	NT*	14,82*	100*	72,17*
		(12,57-17,46)		(66,12-78,77)

3 ^a	NT	16,89	NT	100
	NT*	11,65*	NT*	NT*
(11,44-24,93)				
4 ^a	NT	20,52	100	100
	NT*	18,60*	25,00*	100*
5 ^a	NT	83,84	NT	NT
	NT*	71,19*	75,65*	NT*

(*) exposição de 48 horas. (NT) Não tóxico.

Ainda verificando os resultados mencionados na tabela 2 para as águas do rio (P1) e (P4) não houve muita variação nos valores de toxicidade, uma vez que P1 praticamente não apresentou toxicidade, pois o efeito foi maior que 50% na concentração de 100%, com isso a CE(I)50>100%. Foi observada toxicidade apenas na exposição de 24 horas da primeira campanha para o afluente. Essa amostra provavelmente continha contaminação por compostos orgânicos voláteis, pois ao realizar um segundo ensaio, no dia posterior à coleta, a amostra resultou em ausência de efeito, resultado bastante diferente do obtido na etapa preliminar do ensaio com *D.similis*.

Figura 12 – Avaliação de toxicidade aguda do afluente P2 expressa por CE(I)50 em todas as campanhas para o afluente (P2) utilizando *D.similis* e a bactéria *V. fischeri*

A comparação entre os resultados dos ensaios de toxicidade aguda apresentados na figura 12 permite observar valores de CE(I)50 bem próximos para os dois organismos nas campanhas 2 e 3, sendo que o organismo mais sensível para toxicidade aguda foi a bactéria *Vibrio fischeri*.

Na última campanha realizada, em fevereiro de 2008, foi observada redução acentuada da toxicidade no ponto 2, para *D.similis* (71,19%) . Para *Vibrio fischeri* a CE(I)50 esteve próximo à média dos demais valores das últimas campanhas (21,14%).

Comparando os resultados obtidos com os dois organismos-teste tem-se uma perfeita concordância em termos de comportamento, pois a primeira das cinco amostragens apresentou piores resultados para ambos. Nas três amostras seguintes as CE(I)50 médias foram de 17,41% para *D. similis* e 15,80% para *V. fischeri*. Já os resultados obtidos com o efluente final da ETE para a bactéria apresentaram toxicidade remanescente do tratamento que representa a existência de efeitos por algum contaminante.

Além dos resultados obtidos para efeitos de exposição por 15 minutos para *V. fischeri* e de 24 e 48 horas para dafnídeos, o trabalho considerou efeitos agudo e crônico para *Ceriodaphnia dubia*. Esses resultados foram resumidos na tabela 4, sendo incluídos os dois pontos de amostragem do rio (P1 e P4) e o efluente final tratado (P3), obtidos somente a partir da segunda amostragem. Os dados brutos obtidos durante a determinação de efeitos em níveis agudos e crônicos em *C. dubia* foram organizados na série de tabelas 3a, 3b, 3c e 3d, e que correspondem à natalidade obtida durante a exposição por 7 a 8 dias, até que fossem obtidas três reproduções. A seqüência entre resultados organizados em 3a) até 3d) seguiu a cronologia das coletas.

De modo geral nessas tabelas foi possível observar que enquanto os pontos P1 e P4 mostraram capacidade de reprodução entre 25% a 100% de amostra água do rio, no efluente final (P3) muitas vezes a concentração de 50% de efluente já não favorecia a natalidade de *C. dubia*, resultando em efeito agudo e que obrigava a refazer o ensaio em concentrações inferiores.

A partir da observação dos resultados organizados entre as tabelas 3a a 3d, analisando primeiramente o ponto P3, que representa o efluente tratado, foi obtido efeito agudo já com 25% de amostra segunda campanha (C2), concentração que não permitiu o nascimento de nenhum neonato durante a exposição. Com relação ao efeito na natalidade dessa mesma amostra, ao comparar o resultado entre médias do controle e da concentração de 1% desse efluente foi possível perceber que a natalidade foi reduzida praticamente à metade, seguindo decrescente à medida que a concentração do efluente foi elevada. Esse resultado se repetiu para o efluente final nas campanhas seguintes, exceto na amostragem de fevereiro de 2007 da terceira campanha (C3), quando, durante a exposição ao efluente, houve reprodução de ceriodafnia em até 100% do efluente, embora menor quando comparada ao controle e as concentrações inferiores.

Tentando estabelecer uma comparação entre efeitos no nível crônico observados com as amostras de água do rio Tietê, pontos P1 e P4, foram observados para o ponto à montante da ETE (P1) efeito significativamente inferior que a média de nascimento do controle nas concentrações de 75% e 100% em

Neste caso, uma redução de natalidade já fora obtida para 50% de amostra.

Tabela 3(a) – Natalidade obtida com *Ceriodaphnia dubia* – Coleta em Setembro 2006. Segunda Campanha (C2)

[illegible]

Tabela 3(b) – Natalidade obtida com *Ceriodaphnia dubia* – Coleta em Fevereiro 2007. Terceira Campanha (C3)

[illegible]

Tabela 3(c) – Natalidade obtida com *Ceriodaphnia dubia* - Coleta em Agosto 2007. Quarta Campanha (C4)

[illegible]

Tabela 3(d) – Natalidade obtida com *Ceriodaphnia dubia* – Coleta em Março 2008. Quinta Campanha (C5)

Ponto	Conc.	Data do ensaio	Repl. 01	Repl. 02	Repl. 03	Repl. 04	Repl. 05	Repl. 06	Repl. 07	Repl. 08	Repl. 09	Repl. 10	Média
P1	Controle	14/03/08	18	15	18	16	19	0	17	15	20	16	15,50
P1	50%	14/03/08	17	6	20	13	0	15	20	18	21	15	16,11
P1	100%	14/03/08	15	23	13	17	22	20	18	21	14	16	17,90
P3	Controle	14/05/08	16	15	20	15	24	5	12	14	17	13	15,1
P3	10%	14/05/08	14	8	16	19	13	14	8	16	19	13	14,0
P3	25%	14/05/08	3	8	15	6	3	3	8	15	6	3	7,0
P3	50%	14/05/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3	75%	14/05/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3	100%	14/05/08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4	Controle	14/03/08	21	17	17	23	22	21	17	17	22	23	20,00
P4	50%	14/03/08	18	24	19	23	0	19	0	21	9	25	19,37
P4	100%	14/03/08	0	13	12	20	14	14	15	7	0	19	14,25

Por outro lado, na amostragem de fevereiro de 2007 terceira campanha (C3) os resultados comparativos entre médias de neonatos de ceriodafnia obtidas entre os controles e as amostras de P1 e P4 evidenciaram que em P1 os nutrientes presentes na água do rio promoveram um efeito positivo, isto é, a reprodução foi maior na exposição das concentrações do que no controle. Já para a amostra do ponto P4 o resultado não seguiu a mesma tendência.

Dados meteorológicos de 2007 e 2008 indicaram os seguintes índices pluviométricos: 125 mm, 123 mm, 181 mm de chuva em out., nov. e dez de 2007

e 263 mm, 217 mm, 74,6 mm e 50,7 mm entre janeiro e abril de 2008, respectivamente.

Em agosto de 2007 foi observada uma diferença importante entre os efeitos adversos para a reprodução de *Ceriodaphnia* entre os pontos montante e jusante da ETE Suzano. Enquanto 75% da água do P1 estimularam a reprodução do organismo-teste, as concentrações de água do P4 (jusante) que foram analisadas representaram perda substancial de reprodução do organismo-teste. Na última amostragem, março de 2008 foi observado certo estímulo na reprodução do organismo exposto à água do rio para P1 e efeito inverso em 100% de água do ponto P4.

Tabela 4 - Valores de CENO, CEO e VC obtidos com *Ceriodaphnia dubia* em afluentes e efluentes da estação

Campanhas		P1	P3	P4
2ª	CENO %	50	5	50
	CEO %	75	10	75
	VC %	61,23	7,07	61,23
3ª	CENO %	25	75	25
	CEO %	50	100	50
	VC %	35,35	86,60	35,35
4ª	CENO %	75	15	NT
	CEO %	100	20	NT
	VC %	86,60	17,32	NT
5ª	CENO %	NT	10	50
	CEO %	NT	25	100
	VC %	NT	15,81	70,71

De acordo com a tabela 4 foi possível verificar o efeito agudo quando da exposição de *Ceriodaphnia dubia* na segunda campanha em amostra coletadas no P3 (concentração de 10%). Na quarta campanha também foi verificado o mesmo efeito (concentração de 20%). Na quinta campanha o efeito ocorreu na

concentração de 25%, na terceira campanha o efeito foi mais sutil sendo observado em 100% da amostra.

De acordo com os resultados da tabela 4, dos pontos do rio (P1 e P4) o valor crônico foi observado no mesmo valor na segunda campanha, na concentração de 75%, na a terceira campanha, os pontos P1 e P4 apresentaram valores crônicos iguais sendo verificado na concentração de 50%. Na quarta campanha o P1 apresentou toxicidade na concentração de 100% e o P4 não apresentou toxicidade, evidenciando o bom tratamento realizado na ETE. Na quinta campanha, o P1 não apresentou toxicidade e o no P4 foi possível verificar toxicidade em 100% da amostra. No geral, na última campanha, a toxicidade foi reduzida comparativamente para todos os ensaios.

Para *Ceriodaphnia dubia* o valor crônico mais baixo foi notado para a amostra do efluente (P3) de 7,07%, em outubro de 2006. Nas demais campanhas os valores críticos do efluente tratado variaram entre 15,81% até 86,60%. Evidência de que este último organismo foi mais sensível que os demais e mostrou-se eficaz na detecção da toxicidade, assim como a bactéria luminescente.

A figura 13 apresenta os resultados do potencial de reprodução de *C. dubia* em águas do P0 e P4 utilizando o ensaio de toxicidade crônica.

Verificou-se que o ensaio utilizando o P0 apresentou melhor e maior reprodução do que o ensaio utilizando o P4, ficando acima da média enquanto que o ensaio utilizando o P4 ficou muito abaixo da média e abaixo do desejado, pois a presença de alguns contaminantes e mesmo os níveis bem próximos à zero de oxigênio dissolvido não permitem a reprodução dos organismos fato este verificado nas medições de oxigênio dissolvido conforme a tabela 7.

Figura 13 - Potencial de reprodução de *C.dubia* em água do reservatório (P0) e em água do rio Tietê (P4)

A comparação da toxicidade na ETE Suzano permitiu estimar a eficiência do sistema de tratamento dos esgotos quanto à redução da toxicidade. Esses resultados foram obtidos com a bactéria *V. fischeri* cujos dados foram organizados na figura 12. Visando a avaliação da eficiência de sistemas de tratamento na ETE de Suzano, os valores de CE(I)50 foram transformados em Uts para facilitar o cálculo da eficiência da redução da toxicidade aguda para o microcrustáceo *Daphnia similis* e o para a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*.

Considerando que, para *D.similis* a toxicidade aguda fora praticamente reduzida na sua totalidade (Figura 14), a eficiência da estação para a redução da toxicidade fora calculada somente para *Vibrio fischeri* por meio da transformação de CE(I)50 a UT, sendo obtida uma redução média de 57,90%.

Figura 14 – Eficiência do tratamento da ETE Suzano na redução da toxicidade aguda para *V. fischeri* utilizando P2 e P3 da quarta campanha.

O controle de sensibilidade dos organismos através da realização periódica de ensaios com determinadas substâncias referência é um procedimento que permite maior precisão e confiabilidade nos resultados obtidos ao longo do tempo por um mesmo laboratório. Recomenda-se que a sensibilidade das culturas seja avaliada dentro de 14 dias antes ou após a realização dos ensaios de toxicidade (Environment Canada, 1992).

Pode-se afirmar que os testes com substância de referência aliados aos dados das condições de cultivo dos organismos são capazes de fornecer informações prévias quanto à saúde dos organismos utilizados; possibilitam, também, a rastreabilidade de dados, necessária para o sistema de qualidade analítica de laboratórios que executam ensaios ecotoxicológicos.

Os valores obtidos demonstram que o conjunto de testes de sensibilidade feito durante o projeto estava dentro das normas estabelecidas, o coeficiente de variação foi abaixo de 30% conforme ilustram as figuras 1 e 2 em anexo.

Outros parâmetros físico-químicos observados e/ou analisados durante a vigência deste projeto foram o carbono orgânico total e carbono inorgânico para todos os locais amostrados, inclusive o ponto zero (manancial) de acordo com a tabela 5.

Tabela 5 – Valores obtidos através das análises de COT, CT e CI para todos os pontos na 2ª e 5ª campanha, incluindo o ponto controle

PONTOS	Carb.Organ.Total (mg.L ⁻¹)	Carbono Total (mg.L ⁻¹)	Carbono Inorgânico (mg.L ⁻¹)
P0 - (1ª C)	-	12,36	4,43
P0 - (2ª C)	3,20	6,92	3,72
P0 - (5ª C)	6,66	11,33	4,66
P1- (1ª C)	56,85	81,81	24,96
P1- (2ª C)	34,50	51,94	17,44
P1 - (5ª C)	16,46	35,44	18,98
P2-(1ª C)	519,4	646,70	127,3
P2 - (2ª C)	65,12	131,10	65,98
P2- (5ª C)	42,59	98,86	56,27
P3-(1ª C)	78,58	176,9	98,32
P3 -(2ª C)	39,86	41,27	1,40
P3 -(5ª C)	3,25	18,35	15,10
P4-(1ª C)	57,92	90,80	32,88
P4 -(2ª C)	45,57	68,72	23,15
P4 -(5ª C)	-1,44 (*)	14,35	15,80
Água	6,14	6,54	0,39
Água	6,55	11,19	4,64

Na tabela 5 foram incluídos resultados obtidos para águas de cultivo de dafnídeos e água destilada juntamente com as datas das campanhas indicadas 2^a. e 5^a.

Comparando a presença de carbono orgânico total entre as águas coletadas em três datas diferentes para os três pontos que representam água do rio verificou-se que os níveis de carbono orgânico e inorgânico do ponto controle (P0) significativamente diferentes dos outros dois. O conteúdo de carbono total nas amostras dos afluentes e efluentes (P2 e P3) também revelaram que o P2 é o pior ponto e que esteve muito pior na campanha de setembro de 2005 em relação às outras datas, refletindo os níveis de toxicidade mais elevados que foram obtidos naquela data.

A avaliação de carbono orgânico total (COT) foi realizada para verificar a degradação dos compostos contidos nos efluentes pela transformação do carbono orgânico (CO) em inorgânico (CI).

Na tabela 6 constam os resultados de compostos orgânicos obtidos em amostras de água e afluente da estação.

Tabela 6 - Compostos orgânicos presentes no sistema Suzano (ETE e RIO TIETÊ)

Produto (µg.L ⁻¹)	Efluente da ETE	Rio Montante	Rio Jusante	Produto (µg.L ⁻¹)	Efluente da ETE	Rio Montante.	Rio Jusante
Benzeno	<0,50	--	--	Acenaftileno	< 0,020	--	--
Cloreto de vinila	<0,90	--	--	Benzo[a]antraceno	< 0,020	--	--
1,2 Dicloroetano	< 0,50	--	--	Benzo[k]fluoranteno	< 0,020	--	--
1,1 Dicloroeteno	< 0,50	--	--	Dibenzo[a,h]antrac	< 0,002	--	--

				eno			
Diclorometano	< 2,00	--	--	Acenafteno	< 0,050	--	--
Tricloroeteno	< 0,50	--	--	Fluoranteno	< 0,020	--	--
Estireno	1,60	--	--	Naftaleno	< 2,00	--	--
Clorofórmio	< 2,00	--	--	Alacloro	< 2,00	--	--
Bromodiclorometano	< 2,00	--	--	Aldrin	< 0,010	--	--
Dibromoclorometano	< 2,00	--	--	Dieldrin	< 0,010	--	--
Bromofórmio	< 2,00	--	--	Aldrin e Dieldrin	< 0,010	--	--
Trihalometanos	< 2,00	--	--	Atrazina	< 0,050	--	--
Tetracloroeto de carbono	< 0,50			Gama-clordano	< 0,010	--	--
Tetracloroeteno	3,10	2,20	1,70	t-Nonacloro	< 0,010	--	--
1,2,3-Triclorobenzeno (idem 1,2,4 e 1,3,5)	< 2,00 < 2,00	--	--	Clordano (isômeros)	< 0,010	--	--
Triclorobenzenos	< 2,00	--	--	DDT (isômeros)	< 0,05	--	--
Monoclorobenzeno	< 0,50	--	--	Endosulfan	< 0,50	--	--
Etilbenzeno	55,00	0,50	< 0,50	Endrin	< 0,05	--	--
Tolueno	4,90	--	--	Endrin-aldeído	< 0,05	--	--
o-Xileno	31,00	--	--	Heptacloro	< 0,01	--	--
m,p-Xileno	24,00	1,20	0,70	Heptacloro epóxido	< 0,01	--	--
Xilenos	55,00	1,20	0,70	Hexaclorobenzeno	< 0,05	--	--
2,4D-Bentazona	< 30,00	--	--	Lindano	< 0,01	--	--
2,4,6 Triclorofenol	< 1,00	--	--	Metalocloro	< 2,00	--	--
Pentaclorofenol	< 1,00	--	--	Metoxicloro	< 0,05	--	--
Acrilamida	-	--	--	Molinato	< 0,50	--	--
Benzo[a]pireno	< 0,002	--	--	Pendimetalina	< 0,50	--	--

Benzo[ghi]perileno	< 0,020	--	--	Permetrina (cis-trans)	< 0,50	--	--
Criseno	< 0,020	--	--	Propanil	< 0,50	--	--
Fluoreno	< 0,020	--	--	Simazina	< 0,50	--	--
Fenantreno	< 0,020	--	--	Trifluralina	< 0,50	--	--
Antraceno	< 0,010	--	--	Toxafeno	< 0,10	--	--
Benzo[b]fluoranteno	< 0,020	--	--	-			
Indeno[1,2,3,c,d]pireno	< 0,020	--	--	-			
Glifosato	-	--	--	-			
Pireno	< 0,020	--	--	-			

Conforme a tabela 6, o composto orgânico xileno apresentou valor 45,8 vezes maior que o valor encontrado à montante (1,20) enquanto que em relação à jusante o efluente resultou de 78,70 vezes maior, em termos de toxicidade.

A presença do tolueno foi verificada no valor de $4,90\mu\text{g/L}^{-1}$ no efluente da estação enquanto que à montante e jusante não foi verificada sua presença.

Segundo Piveli os níveis de toxicidade aguda do tolueno para peixes e invertebrados aquáticos (CL50) variam de 3,7 a 1180 mg/L, sendo que a maioria dos organismos apresentam CL50 na faixa de 15 a 30 mg/L.

O tetracloroetano foi encontrado no efluente e nas águas do rio (montante e jusante) a diferença do valor amostrado da montante foi 1,30 vezes maior em relação à jusante.

Os resultados de compostos orgânicos evidenciaram que concentrações de tetracloroetano, etilbenzeno, m,p-Xileno e xilenos encontrados na estação (no ponto efluente, P3) apresentaram concentrações mais elevadas do que os encontrados para os mesmos parâmetros à montante e à jusante da estação, permitindo assim relacionar essa combinação de contaminantes aos efeitos

determinados nesse efluente tanto para a bactéria *V. fischeri* quanto para a *Ceriodaphnia dubia*.

Independentemente dos parâmetros possíveis de analisar nas datas cuja toxicidade foi avaliada, a SABESP manteve outro monitoramento e quando coincidia com as datas deste projeto esses resultados foram compartilhados. Dez parâmetros físico-químicos e microbiológico foram organizados na Tabela 7 para o período de vigência do projeto.

Nesses resultados (Tab 7) observou-se que o nitrogênio amoniacal na água do rio ficou superior quando o rio incorpora os efluentes tratados, ainda apareceu um resultado positivo para o fenol (0,1664 ppm) no ponto a jusante (P4), além de surfactantes aniônicos. Este apareceu nos dois pontos do rio (montante e jusante). Os demais parâmetros parecem muito entre si. Possivelmente esses contaminantes entre tantos outros possíveis estejam relacionados aos efeitos determinados para *Vibrio fischeri* efeito agudo e efeito crônico em *Ceriodaphnia dubia* nas águas do rio (P1 e P4) e também no efluente final tratado (P3).

Tabela 7 - Dados físico-químicos da Montante e Jusante da ETE Suzano no período de 28/08/2006 a 14/08/2008

Data	Hora	Id. Ponto	T. Am°C	E. coli NMP/100mL	Ph	N_NH3 mg NMH3	N_NO3 mg NNO3/L	ATA mg MBS/L	OD	DBO	ST mg/L	FENOL mgC6H5 OH/L
28/08/06	09:55	Montante	-	-	-	5,20	-	-	-	54	626	<0,1605
27/02/07	11:06	Montante	-	4,20E+05	-	2,50	0,0114	-	-	45	234	<0,1605
03/05/07	11:00	Montante	22	-	7,12	3,80	0,0468	0,4	-	27	380	<0,1605
14/08/07	10:30	Montante	18	1,20E+05	7,20	4,20	-	-	0,50	11	281	<0,1605
28/08/06	10:25	Jusante	20	-	-	5,60	-	-	-	42	674	<0,1605
27/02/07	12:00	Jusante	-	5,20E+05	-	2,90	0,9023	-	-	43	272	<0,1605
03/05/07	11:00	Jusante	21	-	7,17	7,10	0,6572	0,47	-	63	415	<0,1605
14/08/07	11:01	Jusante	18	1,10E+05	7,27	6,50	-	-	0,70	11	339	0,1664
28/08/06	16:28	Gr.Fina (IPEN)	-	-	-	48,50	-	-	-	325	1168	0,3121
26/02/07	14:30	Gr.Fina (IPEN)	20	9,20E+05	7,65	30,0	0,092	-	-	413	808	0,3762
14/08/07	*	Af. Grade Fina	-	-	8,18	56,90	-	-	-	325	1136	-
28/08/07	16:29	Efl. Final (IPEN)	-	-	-	5,10	-	-	-	26	956	<0,1605

26/02/07	14:30	Efl. Final (IPEN)	20	4,6E+05	7,35	9,90	23,43	-	-	52	728	<0,1605
14/08/07	*	Efl. Final	-	2,7E+05	7,45	26,70	-	-	-	21	1007	-

*Amostra composta de 2 em 2 horas.

6.0 - DISCUSSÃO GERAL

Desde 1970, a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB) vem monitorando a qualidade de diversos corpos d'água no estado de São Paulo, inclusive a do rio Tietê. Na extensão do rio Tietê os resultados revelam a existência de três situações distintas. No trecho inicial, que compreende desde a nascente até próximo de Mogi das Cruzes, a água é considerada de qualidade ótima a aceitável; no trecho seguinte, que abrange da região metropolitana até o município de Itu, a qualidade da água piora drasticamente, atingindo níveis considerados ruins ou péssimos, devido à grande concentração de despejos industriais e municipais e, finalmente no trecho após Itu, ocorre uma progressiva melhora passando para níveis entre aceitável e bom, até confluir com o rio Paraná.

A contaminação das águas do Rio Tietê na região de Suzano parece estar de fato associada ao lançamento de efluentes industriais, além de grande quantidade de esgoto lançado in natura.

Durante a realização deste trabalho, amostras de água do Rio Tietê coletadas à montante da estação, antes do lançamento dos efluentes industriais, foram pouco ou não tóxicas para todos os três organismos-teste inclusive para a bactéria (para os pontos do rio) enquanto efeito tóxico agudo. Já, o afluente da estação de tratamento de esgotos de Suzano, que recebeu os efluentes industriais e domésticos, foi bastante tóxico para todos os sistemas em todas as amostragens. Isso demonstra o potencial impacto ambiental do lançamento de efluentes industriais no Rio Tietê.

A importância do tratamento biológico pode ser constatada pela redução drástica da toxicidade aguda do afluente da estação observada em todas as campanhas, ao avaliar amostras do P3(efluente final tratado). Evidentemente os contaminantes liberados no P3 acabam sendo incorporados pelo rio a partir do lançamento do rio Tietê.

Na figura 5 é possível visualizar a diferença nas cores das amostras coletadas em 2006. O primeiro frasco representa a água do ponto zero, controle negativo e na seqüência as amostras dos pontos 1,2,3 e 4.O ponto 2 o mais escuro e P1 e P3 as colorações intermediárias .O frasco do P4 apresentou coloração mais forte que a do P3 .

Além dos resultados obtidos neste trabalho, outro estudo vem sendo realizado na mesma região, avaliando a toxicidade dos sedimentos desde a barragem da Ponte Nova até um ponto próximo, à montante da ETE de Suzano.

No estudo em questão, ALEGRE et al, (2008) avaliou a toxicidade do sedimento integral e elutriato utilizando o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*, a toxicidade da água intersticial utilizando a bactéria *Vibrio fischeri*. Qualitativamente, os resultados semelhantes na Barragem da Ponte nova (Portinho) e, nos pontos mais próximos da Barragem (Biritiba Mirim) pouca ou nenhuma toxicidade fora observa. Porém, os pontos mais distantes da barragem (após Mogi das Cruzes e até ETE de Suzano) apresentaram toxicidade expressiva para vários organismos-teste, possivelmente devido a aportes de contaminantes e matéria orgânica muito acima da capacidade de autodepuração do rio.

Tabela 8 - Comparação dos dados de toxicidade obtidos em períodos distintos com amostras da ETE Suzano

% Redução da toxicidade aguda		
Efluentes da ETE Suzano		
<i>V. fischeri</i>	<i>D. similis</i>	Referência/ Data da coleta
-----	94,80	Zagatto et al., 1987
94,44	97,75	Borrely, 1998 a 2001
87,13	95,52	Moraes, 2002 a 2004
57,90	< 95	Hamada, 2005 a 2008

Ao comparar os percentuais de redução de toxicidade obtidos nos trabalhos de Zagatto et al. (1987), de Borrely (2001) com o presente trabalho, verifica-se que a eficiência da Estação em reduzir a toxicidade aguda dos efluentes esteve muito similar em todos os períodos, apenas no presente estudo a redução da toxicidade aguda foi menor do que os outros autores verificaram. Se por um lado e de acordo com a figura 10 a média da redução da toxicidade verificada neste estudo foi de 57,90% para *V. fischeri*, eficiência muito superior foi obtida para dafnídeos.

No início da década de 80, já havia indicativos de que, mesmo após o tratamento, havia efeitos tóxicos remanescentes nos efluentes dessa estação, o que é muito comum se considerar a grande variedade de contaminantes que chegam à estação. Foram sugeridos tratamentos prévios em determinados efluentes industriais. Outros estudos mostraram que 79% dos efluentes

domésticos e 62% dos efluentes industriais apresentavam efeitos tóxicos após os tratamentos para remoção de poluentes convencionais e que 43% dos domésticos e 46% dos efluentes industriais tinham potencial para causar efeitos tóxicos nos mais diferentes corpos receptores (Bertoletti, 1989).

Gherardi-Goldstein e col. (1985) e Bertoletti e col. (1989) também encontraram amplas variações na toxicidade de efluentes de indústrias químicas, independente da existência de tratamento. Um estudo utilizando efluente têxtil, que apresentou CE(I)50;24h(0,18%), foi capaz de provocar efeitos tóxicos ao corpo hídrico receptor mesmo após efetivo tratamento, amostra originalmente extremamente tóxica. Araújo e col. (1991) descreveram valores de CE(I)50;24h semelhantes para os efluentes industriais, enquanto que, em algumas atividades de produção de papel e celulose, a maioria dos efluentes não revelou toxicidade, ou apenas indícios de toxicidade aguda. Galvão e col. (1988) também alegaram, em estudo de tratabilidade com efluentes desta atividade, toxicidade aguda quase inexistente.

Quando Borrelly, (2001) determinou a toxicidade do efluente final (P3) da ETE Suzano com *D. similis*, o valor da CE(I)50 igual a 2,07% foi considerado muito baixo, por se tratar de um efluente secundário, o mesmo foi observado no teste com a bactéria *V. fischeri* (CE(I)50>45,45). Nesse caso a *Daphnia similis* se mostrou mais sensível que *V. fischeri*.

O local estudado concentra um grande número de indústrias, significando um aporte de efluentes complexos na ETE de Suzano. O afluente da ETE (P2) é representado por esgotos domésticos juntamente com efluentes industriais, resíduos de fossas sépticas e chorume de aterro sanitário. Este fato justifica a existência de toxicidade para os microcrustáceos. Na última campanha, realizada em fevereiro de 2008, foi observada toxicidade inferior em relação às demais coletas assim como a primeira amostragem de uma campanha ainda preliminar apontou piores resultados. Isso demonstra esforços importantes da SABESP tanto no controle dos afluentes da ETE quanto na melhoria do tratamento que é aplicado.

Além da eficiência no tratamento de esgoto ser extremamente importante, pois dele depende a boa ou má qualidade do esgoto tratado a ser lançado no rio,

outro parâmetro de extrema importância para a vida aquática é a concentração de oxigênio dissolvido nas águas do rio além dos detergentes.

Os surfactantes, princípio ativo dos detergentes, tem sido um problema na região, mas que com os esforços empreendidos pela SABESP e CETESB vem diminuindo substancialmente, conforme pode ser observado ao analisar os resultados da tabela 9.

Tabela 9 - Surfactantes no rio Tietê – quando analisados à montante e à jusante

Rio Montante (P1)	Rio Jusante (P4)
(ppm)	(ppm)
0,4	0,93
1,13	1,22
0,61	0,69
0,78	1,15
1,25	0,19
0,18	0,71
0,94	0,57
0,71	0,47

Segundo os resultados apresentados na Tabela 9, das oito verificações de surfactantes realizadas no rio Tietê cinco apresentaram maior concentração em ppm de surfactantes no rio à jusante evidenciando que mesmo após o tratamento dos efluentes industriais e esgotos domésticos restam surfactantes que são lançados ao rio, além do que já havia no rio antes do lançamento (P1).

Outros valores de OD, surfactantes, nitrogênios, DBO e sólidos totais de outro estudo foram organizados na tabela 6 verificados nos ponto à montante e à jusante da ETE entre o ano de 2007 e 2008.

Ao tomar os detergentes como exemplo, sabe-se que estão presentes nas ETEs em concentrações importantes (3ppm a >10ppm) (Rand, 1995). Tendo como função a limpeza, os surfactantes atingem o sistema biológico por alvos variados. Estimativas sugerem que as ETEs conseguem reduzir um terço do total de surfactantes dispostos nas águas e outro terço atinge águas e sedimento de rio, mar e ambiente terrestre (Rand, 1995).

Moraes et al detectou elevadas concentrações de surfactantes durante o tratamento biológico na ETE Suzano. A toxicidade nesse período com CE(I)50 entre 0,35% a 25%, outro valor de 5,07% para o organismo *D. similis* para o ponto efluente final enquanto que em duas campanhas não apresentaram toxicidade, confirmando que anteriormente, entre 2001 a 2005 havia toxicidade maior e mais freqüente no sistema e que interferia na eficiência da estação de tratamento. Os surfactantes reduzem a tensão superficial da água, podendo alterar a floculação, compactação e desidratação do lodo, diminuindo assim a eficiência da estação e conseqüentemente elevando os custos do tratamento do lodo, além de induzir efeitos biológicos negativos ao lodo ativado, que é a base da degradação neste caso.

Cabe ressaltar a importância de se utilizar mais de um ensaio de toxicidade com organismos de níveis tróficos diferentes para avaliar a toxicidade aguda de efluentes complexos e, principalmente, para avaliar a eficiência de sistemas de tratamento para efluentes.

Alguns parâmetros de qualidade de água obtidos no período de 1995, no rio Tietê antes e depois de passar por região de intensas atividades agrícolas e urbanas, as grandes variações das concentrações para alguns parâmetros de qualidade de água, para o mês de Setembro/1994 no Rio Tietê estão contidos na tabela 10 e melhor discutidos a seguir.

Os pontos de monitoramento da CETESB; a jusante da barragem de Ponte Nova, no município de Biritiba-Mirim (código do local: TE 1010) e no município de Pirapora do Bom Jesus (código TE2050). Para o oxigênio dissolvido (mg/L) observa-se uma variação entre 6,1 a 0,3; para a demanda bioquímica de oxigênio (mg/L) uma variação entre 5 a 25; para os coliformes totais e fecais (NMP/100 ml) uma variação entre 2,3+0,3 a 5,0E+06 e de 2,0E+00 a 5,0E+05, respectivamente;

para fosfato total (mg/L) uma variação entre 0,035 a 3,100; para nitrogênio total (mg/L) uma variação de 0,99 a 29,02; para a condutividade específica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) uma variação de 31 a 602 (CETESB,1995).

Os valores de DBO no ponto TE1010 estavam 3,6 vezes menor que o valor obtido pela ETE Suzano no período de 2005 para o P4 e 2,4 vezes menor do que o valor encontrado pela ETE para o P1.

Tabela 10 – Resultados obtidos pela CETESB (1995), para alguns parâmetros de qualidade de água, para o mês de Setembro/1994 no Rio Tietê, antes e após passar por uma região com atividades agrícolas e urbanas intensas

Parâmetros	Rio Tietê	
	TE 1010	TE 2050
O.D (mg/l)	6,1	0,3
DBO (mg/l)	5	25
Turbidez (UNT)	1,2	25,0
Coli total (NMP/100 ml)	2,3E+03	5,0E+06
Coli fecal (NMP/100 ml)	2,0E+00	5,0E+05
Fosf. Total	0,035	3,100
N. total (mg/l)	0,99	29,02
Cond. esp. (MS/cm)	31	602

Em contrapartida os valores verificados pela ETE Suzano nos anos de 2005 e 2006 sendo estes 12mg/L e 54mg/L respectivamente estavam acima dos valores recomendados pelo CONAMA 357 onde o limite é de 10mg/L.

Outros dados de saneamento básico no estado de São Paulo revelam que há 461 estações de tratamento de esgoto no Estado, nenhuma delas terciária. Estão em construção, 48 novas estações, que integram o pacote de obras de saneamento que prevê investimento de R\$ 6 bilhões nos próximos anos. Mas

nenhuma delas conseguirá tratar fósforo e nitrogênio (cabendo tratamento no nível terciário).

Por outro lado, uma notícia divulgada em fevereiro de 2008 demonstra falta de tratamento, pois somente um contribuinte do rio Tietê, o córrego Baquirivu, na região do Jardim Presidente Dutra em Guarulhos, despeja 60 toneladas de esgoto bruto por dia no Rio Tietê (Estadão, 2008). Guarulhos é considerada uma das cidades que mais polui os córregos que deságuam no Rio Tietê. O córrego Baquirivu, na região do Aeroporto Internacional de Cumbica, também recebe corantes lançados pela Indústria Santo Amaro Fios e Tecidos, no Jardim Planalto.

No esgoto doméstico, os compostos nitrogenados estão presentes principalmente na forma de nitrogênio orgânico, notadamente proteínas, aminoácidos e uréia. Outras fontes de nitrogênio em sistemas aquáticos são dejetos de animais, os fertilizantes utilizados na agricultura e efluentes industriais.

O nível de DBO presentes no efluente industrial foi notado acima do que a resolução do CONAMA quase 79%. Na legislação federal, com a Resolução nº 357 do CONAMA são impostos os limites máximos de DBO de 10 mg/L para águas doces de classe 3 e os limites de oxigênio dissolvido de 4 mg/L. A demanda no potencial de oxigênio dissolvido é um parâmetro importante no controle da eficiência das estações de tratamento.

A DQO tem se demonstrado um parâmetro bastante eficiente no controle de sistemas de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais, mas tanto a legislação federal quanto a do Estado de São Paulo não incluem a DQO.

A figura 15 ilustra as variáveis que influenciaram o índice de vida aquática segundo CETESB 2007. Ainda de acordo com a figura 18 nota-se que o índice de estado trófico influenciou 42,5% da vida aquática, seguido do oxigênio dissolvido com 30,4%, logo após a toxicidade com 18,4%, substâncias químicas com 7,2% e pH com 1,5%. Sendo que o pior destes parâmetros foi o índice de estado trófico quer foi péssimo seguido do oxigênio dissolvido que foi muito ruim.

Figura 15 - Gráfico do percentual de ocorrência das variáveis que influenciaram o Índice de Vida Aquática (IVA). CETESB 2007.

Classificação

A concentração de OD (oxigênio dissolvido) é usada como uma dos principais indicadores da qualidade da água para corpos hídricos, representando as condições de sobrevivência e até mesmo influenciando diretamente a distribuição espacial das espécies no meio ambiente.

A vida aquática depende diretamente da disponibilidade de OD na água, que é sempre empregado direta ou indiretamente nos processos metabólicos para produção de energia para qualquer organismo vivo.

A concentração de OD em rios e lagos é um dos principais fatores associados aos tipos de organismos encontrados, pois para concentrações de OD inferiores a 2mg/L nenhuma vida aeróbia superior se desenvolve, e os peixes mais nobres, próprios de água fria, exigem concentração de OD de no mínimo 5mg/L. O principal uso de recursos hídricos afetado pelas variações de OD é a preservação de peixes, abrangendo a sobrevivência e reprodução. Já os microrganismos decompositores têm requisitos menores de oxigênio, sobrevivendo até faixas próximas a zero, vencendo a competição com outros seres quando há disponibilidade de matéria orgânica degradável (Leite,2004).

Hoje a situação do ponto de vista de tratamento de esgoto melhorou, sem dúvidas, mas o Brasil ainda precisa investir substancialmente no tratamento a fim de garantir o que preconiza a legislação do ponto de vista ecotoxicológico, vindo a garantir de fato a melhoria da qualidade dos nossos recursos hídricos, o que refletirá na disponibilidade de oxigênio para os rios, na ausência de toxicidade, em níveis agudo e crônico e na melhora de autodepuração dos ambientes aquáticos para presença de oxigênio dissolvido.

7.0 - CONCLUSÕES

- ✓ O resultado obtido na primeira campanha foi o mais tóxico para os dois organismos *Vibrio fischeri* e *Daphnia similis*.
- ✓ Houve correlação positiva entre a sensibilidade dos dois organismos-teste, sendo que *V. fischeri* foi ligeiramente mais sensível quando comparada com *D. similis*.
- ✓ Na comparação entre os pontos do rio, o ponto 4 esteve pior em termos de toxicidade na primeira campanha para *V. fischeri* enquanto que para *D. similis* o ponto 4 esteve mais tóxico na segunda e terceira campanha.
- ✓ Para *Ceriodaphnia dubia* o ponto 4 apresentou maior toxicidade que o ponto 1 na quinta campanha, mostrando que, mesmo após o tratamento, alguns contaminantes persistem na água do rio.
- ✓ Houve correlação positiva entre as respostas apresentadas pelos três sistemas testados. Em todas as campanhas realizadas, foram detectados altos níveis de toxicidade no afluente da estação de tratamento: os maiores níveis de toxicidade foram observados na primeira campanha. As amostras coletadas após o tratamento biológico apresentaram redução significativa na toxicidade aguda. O ponto 2 (efluente da grande fina) foi mais tóxico que os demais pontos analisados.
- ✓ Foram evidenciadas melhorias na qualidade dos afluentes que chegam à ETE no decorrer do período final de 2005 a março de 2008.

8.0 - ANEXOS

Figura 1: Sensibilidade de *D. similis* 24h para substância referência – KCl

Figura 2: Sensibilidade de *V. fischeri* para substância referência – fenol

9.0 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFIAS

ABNT 12713. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Análise Ecotoxicológica Aquática - Toxicidade De Efluentes Líquidos, Águas Superficiais Ou Subterrâneas E Substâncias Químicas – NBR 12713, ABNT 2004.

ABNT 13373. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade crônica – Método de Ensaio com *Ceriodaphnia ssp* (Cladocera, Crustacea). NBR 13373, ABNT, 2004.

ALEGRE, G.F.; MATTIOLO, S.R.; BORRELY, S.I. Avaliação ecotoxicológica em sedimento do rio Tietê entre Salesópolis e Suzano, São Paulo. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 30 abril – 03 maio, 2008, São Paulo. **Resumos**. Bento Gonçalves. p 199.

APHA/AWWA/WPCF. (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edição. New York.

ARAÚJO, R. P. A.; BERTOLLETTI, E.; RAMOS, M. L. C.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; MARTINS, M. H. R. B. Pulp and paper industrial effluents: toxicity abatement for aquatic life protection. *Ciência e Cultura*. 43 (4): p299-303, 1991.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente) parte 2: Método utilizando bactérias desidratadas, 2006.

BOSA, M.T.N.; NIEWEGLOWSKI, A.M.A.; FERRANTE SILVA, E.M.; GONÇALVES, L.P.; CORREA, A.R.C. Remoção da toxicidade aguda e físico-química em sistemas de tratamento de efluentes líquidos – Comparação de resultados para tipologias de indústrias do Paraná (Brasil). In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 30 abril – 03 maio, 2008, São Paulo. **Resumos**. Bento Gonçalves. p 201.

BERTOLETTI, E.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; NIPPER, M.G. Toxicidade de efluentes industriais na Grande São Paulo. **Revista DAE**, v.49, N.155, p.63-70, 1989.

BLAISE, C. 1984. Introduction to ecotoxicological concepts. Proceedings of Biological Testing and Hazard Assessment. Environmental Canada, October 20-21, 1982. pp.11-47.

BORRELY, S.I. Redução da toxicidade aguda de efluentes industriais e domésticos tratados por irradiação por feixes de elétrons avaliada com as espécies *V. fischeri*, D.

similis e *P. reticulata*. Tese (Doutorado) — Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2001.

BRANCO, S.M. *Poluição: a morte de nossos rios*. São Paulo: ASCETESB, 1983.

BULICH, A.A. Use of luminescent bacteria for determining toxicity in aquatic environments. In: MARKING LL, KIMERLE RA (eds) *Aquatic toxicology*, ASTM STP 667. Amer Soc Test Mat, Philadelphia, 1979.

CAETANO, I.; ANTUNES, M. A linguagem das bactérias . *Revista Ciência Hoje*, São Paulo, p16, maio 2003.

CETESB L5. 018. São Paulo. **Água – Teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis*. Claus,1976. (Cladocera, Crustácea)**. 1986. 27 p. (Método de Ensaio).

CETESB L5.227. São Paulo. **Bioensaios de toxicidade aguda com *Photobacterium phosphoreum*, Sistema Microtox**. 1987. (Método de Ensaio).

CETESB, 1979. Programa Bioensaios – Relatório Final Anual 1979 Vol. I. São Paulo, Relatório Técnico, 275p.

CETESB, 1980. Programa Bioensaios – Relatório de atividades/1980. São Paulo, Relatório Técnico, 55p + anexos.

CETESB. Levantamento de surfactantes encontrados no meio aquático. *Revista Ambiente*. v. 1, n 1, 1991.

CETESB. **Métodos para a avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos**. São Paulo. v.1, 1997.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 1994. São Paulo, 1995. Série Relatórios.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: Relatórios/ Secretaria do Meio Ambiente, 2003.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: Relatórios/ Secretaria do Meio Ambiente, 2007.

COMITÊ DE BACIA DO ALTO TIETÊ. Capacidade produtora dos reservatórios do Município de São Paulo. Informativo do Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, São Paulo, v. 5, n. 29, p., 2001.

CONAMA, RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005 – Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, 2005.

DALLA COLLETTA,V.; LOBO, E.A. Avaliação ecotoxicológica da eficiência da detoxificação do efluente tratado pela estação de tratamento de esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS,Brasil. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 30 abril – 03 maio, 2008, São Paulo. **Resumos.** Bento Gonçalves. p 207.

ENVIRONMENT CANADA,1990.Guidance documento n controlo f toxicity test precision using reference toxicants. Report EPS 1/RM/12.85p.

FUNDAÇÃO IBGE. Sinopse preliminar do censo demográfico. Rio de Janeiro: IBGE, 2000, v. 7.

GALVÃO, J. B.; GRIECO, V. M.; ARAÚJO, R. P. A.; ORTOLANO, M. R.; BERTOLETTI, E.; RAMOS, M. L. C. Tratability studies and toxicity reduction in pulp and paper mill effluents. Wat. Sci. Tech. 20 (1): p. 149-160. 1988. 12.

GESP. **Em saneamento básico, São Paulo é cidade de primeiro mundo.** Portal da GESP. 06 jul/ 2007.

GHERARDI-GOLDSTEIN,E. E COLABORADORES. Estimativa da carga poluidora de efluentes industriais da região de Cubatão através de ensaios biológicos com microcrustáceos e peixes. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 13. Maceió, AL. 1985,10p. 13.

HAMILTON, M.A.; RUSSO, R.C.; THURSTON, R.V. (1977). Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environ. Sci. Technol.*, 11(7): 714-719.

HESPANHOL, I. Wastewater as a resource. In: *WORLD HEALTH ORGANIZATION Water pollution control: a guide to the use of water quality management principles*. Geneva: UNEP, 1997.

JONSSON, C.M.; MAIA, A.H.N. **Avaliação da toxicidade do lodo de esgoto de duas estações de tratamento para o invertebrado aquático *Daphnia similis***. Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente, Curitiba, v. 17, jan./dez. 2007.

LEITE, A.E.B. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBAHIA®**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública da Escola Nacional de Saúde Pública, Fiocruz). São Paulo, 2004.

MANCUSO, P.C.S. O Reuso de Água. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo). São Paulo, 1988.

MORAES, M.C.F. Estudos dos efeitos da radiação ionizante na toxicidade aguda de efluentes que representam surfactantes aniônicos. Dissertação (Mestrado) — Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2004.

NIETO, R. **Caracterização ecotoxicológica de efluentes industriais – ferramenta para ações de controle da poluição das águas**. 1998. (Tese Doutorado São Paulo. Universidade Mackenzie).

NIPPER, M.G.; ROPER D. S.; WILLIAMS, E.K.; MARTINS, M.L.; VAN DAN, L.; MILLS, G.N. Sediment toxicity and benthic communities in mildly contaminated mudflats. **Environ. Toxic. And Chem.** V.17(3), p. 502-510, 1998.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 1986.

OLIVEIRA-FILHO, E. C. ; GERALDINO, B. R.; GRISOLIA, C. K.; PAUMGARTTEN, F. J. R. Acute Toxicity of Endosulfan, Nonylphenol Ethoxylate, and Ethanol to Different Life

Stages of the Freshwater Snail *Biomphalaria tenagophila* (Orbigny, 1835). **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v.75; p.1185-1190, 2005.

PEREIRA, D. N.; GOLDSTEIN, E.G.; ZAGATTO, P.A.; SASSI, R. Bioensaios: um programa a serviço do controle de poluição. Resultados Iniciais. **Revista Ambiente**, v.1, n.1, p.32-36, 1987.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. QUALIDADE DAS ÁGUAS E POLUIÇÃO: ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS. ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA AMBIENTAL. 1ª EDIÇÃO. 2006.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S.; Introduction to Aquatic Toxicology. In: RAND, G. M. Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. Washington, D. C., Taylor & Francis, 2ªEd, p.3-67, 1995.

ROMANELLI, M. F.; Avaliação da toxicidade aguda e crônica dos surfactantes DSS e LAS submetidos à irradiação com feixes de elétrons; IPEN, São Paulo, 2004.

ROMANELLI, M. F.; MORAES, M.C.F.; VILLAVICENCIO, A.L.C.H.; BORRELY, S.I. Evaluation of toxicity reduction of sodium dodecyl sulfate submitted to electron beam radiation. **Radiat. Phys. Chem.**, v.71, p. 411-413, 2004.

RUIZ, T.D.S.; GOMES, F.R.; REGANHAN-CONEGLIAN, C.M.; DE-ALMEIDA, G.; CALOTO-OLIVEIRA. A análise ecotoxicológica dos Ribeirões Tabajara e Pires no Município de Limeira, São Paulo. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 30 abril – 03 maio, 2008, São Paulo. Resumos. Bento Gonçalves. p.129.

SABESP. **Tratamento de água**. Disponível em:<<http://www.sabesp.com.br>>. Acesso em 23 jan. 2006.

SPÓSITO, R.D. Definição de alternativas de pré-tratamento de efluentes não domésticos em sistemas públicos de esgotos, utilizando o teste de avaliação da toxicidade refratária. 2006. Dissertação de Mestrado em Engenharia- USP, São Paulo.

TROPICANA, A. Ainda sobre o Tietê... Disponível em: <<http://dapororocaaotejo.weblog.com.pt>> Acesso em 15 ago. 2008

ZAGATTO, P. A.; GOLDSTEIN, E. G. Toxicidade em Águas do Estado de São Paulo. Revista CETESB de Tecnologia: Ambiente, v. 5, p. 13 – 20, 1991.

ZAGATTO, P.A. & BERTOLETTI, E.. Ecotoxicologia Aquática - Princípios e aplicações. São Carlos. Editora Rima. 2006.p.123, 124.