



UNICAMP

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO

USO DE EFLUENTE DE LAGOA ANAERÓBIA EM CULTURA
DE EUCALIPTOS: AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DA ÁGUA
PERCOLADA E DA PRODUTIVIDADE DA CULTURA

Daniele Bertaco Ramirez

Campinas

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

Daniele Bertaco Ramirez

**USO DE EFLUENTE DE LAGOA ANAERÓBIA EM CULTURA DE
EUCALIPTOS: AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DA ÁGUA
PERCOLADA E DA PRODUTIVIDADE DA CULTURA**

Dissertação de Mestrado apresentada à comissão de pós-graduação da faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de concentração em Saneamento e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti

Campinas

Agosto de 2009

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

Bertaco Ramirez, Daniele

B461u Uso de efluente de lagoa anaeróbia em cultura de eucaliptos: avaliação da toxicidade da água percolada e da produtividade da cultura / Daniele Bertaco Ramirez. --Campinas, SP: [s.n.], 2009.

Orientador: Ronaldo Stefanutti.

Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Águas residuais no solo. 2. Águas residuais de irrigação. 3. Lagoa de estabilização. 4. Toxicidade aguda. 5. Eucalipto. I. Stefanutti, Ronaldo. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Use of anaerobic effluent in eucalyptus: assessment of percolating water toxicity and culture productivity

Palavras-chave em Inglês: Wastewater soil, Wastewater irrigation, Stabilization pond, Acute toxicity, Eucalyptus

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora: Ronaldo Stefanutti, Bruno Coraucci Filho

Data da defesa: 20/08/2009

Programa de Pós Graduação: Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO**

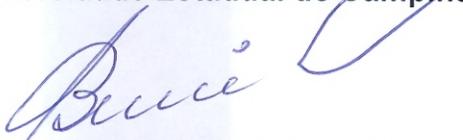
**USO DE EFLUENTE DE LAGOA ANAERÓBIA EM CULTURA DE
EUCALIPTOS: AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DA ÁGUA PERCOLADA E
DA PRODUTIVIDADE DA CULTURA**

Daniele Bertaco Ramirez

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



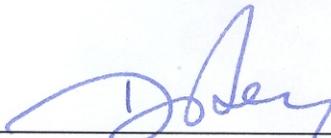
Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti
Presidente e Orientador – Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP



Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho
Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP



Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará - UFC



Prof. Dr. Denis Miguel Roston
Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP

Campinas, 20 de agosto de 2009

Dedico esse trabalho a minha mãe Nilza (in memoriam), ao meu pai João e a minha irmã Cristiane, meus mais fiéis torcedores em todos os momentos da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha querida mãe Nilza (in memoriam), pelo apoio de todas as horas, pelo constante incentivo aos estudos, pelo amor que me ensinou a ter pela natureza e pelos valores que seguem em mim até hoje.

Ao meu pai João, por me proporcionar inúmeras condições para atingir os meus objetivos em vida, por incentivar o meu aprendizado desde pequena e pelos inesquecíveis momentos de alegria na infância.

A minha irmã Cristiane, pelo seu apoio nos melhores e piores momentos, por sua amizade e amor incondicional, por todos os momentos felizes de sempre e por ser a minha maior fã.

Ao meu namorado Raphael por suas críticas construtivas que sempre me fazem caminhar para frente.

A minha prima Mônica e a minha tia Lourdes que, mesmo distantes às vezes, sempre se fizeram presentes quando necessário.

As minhas amigas da antiga e atual república, pela preocupação, carinho, cuidados, conversas e risadas diárias.

Ao meu orientador, Professor Dr. Ronaldo Stefanutti e ao Professor Dr. Bruno Coraucci Filho, os quais forneceram contribuições e idéias para a realização deste trabalho.

Expresso também meu grande reconhecimento ao Professor Dr. Denis Miguel Roston da FEAGRI e ao Professor Abílio Lopes de Oliveira Neto (in memoriam) do CESET, por permitirem utilizar os seus laboratórios para a realização dos meus experimentos.

Agradeço a Professora Suely Borrely do IPEN/USP pela ajuda, gentileza e paciência em me ensinar e por permitir a visita do seu laboratório.

Expresso também um agradecimento muito especial a Gilberto Almeida e Ádria Caloto do CESET e a Giovani Brota da FEAGRI, por me ensinarem, ajudarem, tirarem dúvidas e promoverem um ambiente de trabalho do qual sentirei saudades.

Agradeço aos funcionários da SABESP e ao pessoal de Franca, Luciano, Salomão, Nassif, Alex e Bethânia por tornarem possível a realização desse trabalho.

Agradeço ao pessoal do LABREUSO: Noely, Lucas, Giuliano, Luana, Warner, Priscila, Danila e André pelas pequenas e grandes ajudas que tanto me auxiliaram.

Agradeço a todos os estagiários do CESET e do Colégio Agrícola de Franca que auxiliaram em laboratório e no campo.

Ainda agradeço a FEC, a UNICAMP e aos seus funcionários que de alguma forma participaram da minha formação.

Agradeço também à VCP-Florestal, pela disposição das mudas de eucalipto do Viveiro de mudas de Capão Bonito-SP.

Por fim, agradeço as agências financiadoras. A CNPq/CT - Hidro pela bolsa de mestrado e à FINEP e à FAPESP pelo auxílio à pesquisa.

RESUMO

O uso de efluente doméstico, para fins agrícolas, deve receber especial atenção quanto aos poluentes presentes antes de ser lançado no solo. Neste sentido, análises ecotoxicológicas podem ser empregadas no monitoramento de efluentes com o intuito de minimizar o impacto ambiental e avaliar a eficiência de estações de tratamento quanto à remoção da toxicidade. Este trabalho teve como proposta aliar o pós-tratamento do efluente de uma lagoa anaeróbia no solo, ao fornecimento de água e nutrientes a uma cultura de eucalipto, analisando os parâmetros dendrométricos para análise do crescimento das plantas. Verificou-se que o efluente anaeróbio, até o momento, tem sido adequado para utilização na irrigação. Contudo, em alguns tratamentos, verificou-se a presença de nitrato, chumbo e zinco em excesso na água percolada. Praticamente todos os tratamentos apresentaram focos de toxicidade aguda, ao menos uma vez, seja em ensaio em *Daphnia similis*, ou *Vibrio fischeri*. Até o momento, a contaminação de nitrato não atingiu os poços de monitoramento, apesar de praticamente todos terem mostrado focos de toxicidade aguda ao menos em ensaio com *Daphnia similis*. Em relação aos parâmetros dendrométricos, observou-se a obtenção de uma boa correlação entre a oferta de efluente e adubação e o crescimento das plantas, e não houve correlação entre a contaminação no solo e a diferença de crescimento nos tratamentos.

Palavras chave: *Daphnia similis*; efluente anaeróbio; parâmetros dendrométricos; reúso agrícola; *Vibrio Fischeri*.

ABSTRACT

The domestic wastewater reuse for agricultural purposes should receive special attention regarding pollutants before being released into the soil. In this sense, ecotoxicological assays can be used in effluents monitoring in order to minimize environmental impact and evaluate the efficiency of wastewater treatment on the removal of toxicity. This work has proposed combining the post-treatment of anaerobic effluent, the supply of water and nutrients to a eucalyptus culture and dendrometric analyzing for assessment of plant growth. The anaerobic effluent, until now, has been suitable for use in irrigation. However, in some treatments, there was the presence of nitrate, lead and zinc in excess in water percolation. Almost all treatments showed points of acute toxicity, at least for once, in *Daphnia similis* assay or *Vibrio fischeri*. So far, the contamination of nitrate did not reach the monitoring wells, although virtually all have shown outbreaks of acute toxicity at least in *Daphnia similis* assay. It was observed a good correlation between the provision of sewage and fertilizer and plant growth. There was no correlation between the contamination in the soil and the difference of growth in treatments.

Keywords: *Daphnia similis*; anaerobic effluent; dendrometric parameters; agricultural reuse; *Vibrio fischeri*.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1.0 INTRODUÇÃO	1
2.0 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo Geral.....	3
2.2 Objetivos Específicos.....	3
3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 A Cultura do Eucalipto e o seu Crescimento.....	5
3.2 Lagoa Anaeróbia.....	6
3.3 Reúso de Água.....	7
3.3.1 <i>Formas de Reúso</i>	8
3.3.2 <i>Tipos de Reúso</i>	9
3.4 Reúso Agrícola.....	11
3.5 Vantagens do Reúso Agrícola.....	12
3.6 Problemas do Reúso Agrícola.....	13
3.6.1 <i>Impacto da Disposição de Efluentes no Solo</i>	15
3.6.1.1 <i>Sais</i>	16
3.6.1.2 <i>Metais Pesados</i>	17
3.6.1.3 <i>Compostos Orgânicos Tóxicos</i>	18
3.6.1.4 <i>Matéria Orgânica</i>	18
3.7 Legislação sobre Reúso.....	19
3.8 Ensaio Ecotoxicológicos.....	21
3.8.1 <i>Ensaio de Toxicidade Aguda em Daphnia similis</i>	23
3.8.2 <i>Ensaio de Toxicidade Aguda em Vibrio fischeri</i>	24
3.8 Legislação sobre Ensaio Ecotoxicológicos.....	25
4.0 MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1 Localização e Procedimento Experimental.....	27
4.2 Sistemas de Irrigação.....	29
4.3 Coletores de Drenagem Livre.....	31
4.4 Tensiômetros.....	33

4.5 Poços de Monitoramento.....	33
4.6 Caracterização do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	35
4.7 Análises Químicas do solo.....	36
4.8 Teste de Toxicidade Aguda em <i>Daphnia similis</i> com afluente e efluente da lagoa anaeróbia, água do açude, percolados e água do lençol freático.....	36
4.9 Teste de Toxicidade Aguda em <i>Vibrio Fischer</i> com efluente da lagoa anaeróbia, água do açude, percolados, água do lençol freático e solo.....	38
4.10 Parâmetros Dendrométricos.....	39
5.0 RESULTADOS.....	41
5.1 Resultados das Análises Químicas do Afluente e Efluente da Lagoa Anaeróbia e da Água do Açude.....	41
5.2 Resultados das Análises Químicas no Solo.....	45
5.3 Resultados das Análises Químicas na Água Percolada.....	46
5.4 Resultados das Análises de Toxicidade Aguda no Solo Utilizando <i>Vibrio fischeri</i>	49
5.5 Toxicidade na Água do Açude, do Afluente e do Efluente da Lagoa Anaeróbia.....	50
5.6 Tratamento 1: Irrigação com Água Limpa sem Adubação.....	56
5.7 Tratamento 2: Irrigação com Água Limpa + NPK + B + Zn.....	59
5.8 Tratamento 3: Irrigação com 1/3 de Efluente + NPK + B + Zn.....	62
5.9 Tratamento 4: Irrigação com 1/2 de Efluente + NPK + B + Zn.....	65
5.10 Tratamento 5: Irrigação com Efluente + NPK + B + Zn.....	68
5.11 Tratamento 6: Irrigação com Efluente sem Adubação.....	71
5.12 Tratamento 7: Irrigação com 1,5 de Efluente + NPK + B + Zn.....	73
5.13 Tratamento 8: sem Irrigação e Adubação.....	76
5.14 Poços de Monitoramento.....	78
5.15 Parâmetros Dendrométricos.....	81
6.0 CONCLUSÕES.....	87
6.1 Lagoa Anaeróbia.....	87

6.2 Efluente de Lagoa Anaeróbia e Água do Açude.....	87
6.3 Solo.....	87
6.4 Percolados.....	87
6.5 Água do Lençol freático.....	88
6.6 Parâmetros Dendrométricos.....	88
7.0 RECOMENDAÇÕES.....	89
8.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1. Vista aérea da área de plantio do eucalipto na Escola Técnica Agrícola, Franca- SP.....	28
Figura 4.2. Vista do tratamento 1 sendo irrigado com água do açude na Escola Técnica Agrícola, Franca-SP.....	31
Figura 4.3. Modelo de coletor de drenagem livre utilizado no experimento.....	32
Figura 4.4. Esquema da montagem dos coletores (Fonte: adaptado de STEFANUTTI, 2000).....	32
Figura 4.5. Modelo de tensiômetro utilizado no experimento.....	33
Figura 4.6. Vista dos poços de monitoramento na Escola Técnica Agrícola, Franca-SP.....	35
Figura 4.7. Microcrustáceo <i>Daphnia similis</i> (Fonte: IPEN/USP, 2008).....	37
Figura 4.8. Analisador de toxicidade Microtox®.....	39
Figura 5.1. Concentração de Nitrato nos poços coletores do plantio de eucalipto na Escola Técnica Agrícola em Franca – SP. Resultados coletados em junho de 2008.....	47
Figura 5.2. Concentração de Chumbo nos poços coletores do plantio de eucalipto na Escola Técnica Agrícola em Franca – SP. Resultados coletados em junho de 2008.....	48
Figura 5.3. Concentração de Zinco nos poços coletores do plantio de eucalipto na Escola Técnica Agrícola em Franca – SP. Resultados coletados em junho de 2008.....	49
Figura 5.4. Representação do diâmetro das plantas de eucalipto com 4 repetições, logo após o início das irrigações com esgoto. Escola Técnica Agrícola, Franca-Sp.....	81
Figura 5.5. Representação do desenvolvimento das plantas de eucalipto submetidas à irrigação contínua por efluentes/água de represa – DAP. Resultados coletados em 2008. Escola Técnica Agrícola, Franca-SP.....	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1. Resultados das determinações dos parâmetros físico-químicos do afluente da lagoa anaeróbia da ETE City Petrópolis, Franca SP.....	42
Tabela 5.2. Resultados das determinações dos parâmetros físico-químicos do efluente da lagoa anaeróbia da ETE City Petrópolis, Franca SP.....	43
Tabela 5.3. Resultados analíticos dos parâmetros físico-químicos da água do açude utilizada para irrigação.....	44
Tabela 5.4. Resultados das análises químicas de solo proveniente da cultura de eucalipto, nas profundidades 0-0,20 m; 0,20-0,40 m; 0,40-0,60 m; 0,60-0,80 m e 0,80-1,00 m. Resultados coletados em novembro de 2007 na Escola Técnica Agrícola, Franca-SP.....	45
Tabela 5.5. Valor de CE 50 (%) na análise de toxicidade aguda em <i>Vibrio fischeri</i> em cada tratamento e respectivas repetições. Resultados analisados entre junho e julho de 2009.....	50
Tabela 5.6. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água do açude em ensaios realizados entre janeiro de 2008 e julho de 2009.....	51
Tabela 5.7. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> no afluente e efluente da lagoa anaeróbia em ensaios realizados entre junho de 2007 e novembro de 2008.....	53
Tabela 5.8. Média de parâmetros físico-químicos do afluente e do efluente da lagoa anaeróbia em medições realizadas entre junho de 2007 e novembro de 2008.....	55
Tabela 5.9. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água percolada do tratamento 1. Resultados coletados entre maio de 2008 e julho de 2009.....	57
Tabela 5.10. Comparação entre a água de açude e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m, 0,6 m e 0,9 m do tratamento 1. Resultados coletados em junho de 2008. Resultados coletados em junho de 2008.....	58

Tabela 5.11. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água percolada do tratamento 2. Resultados coletados entre maio de 2008 e julho de 2009	60
Tabela 5.12. Comparação entre a água de açude e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m, 0,6 m e 0,9 m do tratamento 2. Resultados coletados em junho de 2008.....	61
Tabela 5.13. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água percolada do tratamento 3. Resultados coletados entre maio de 2008 e julho de 2009.....	63
Tabela 5.14. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m, 0,6 m e 0,9 m do tratamento 3. Resultados coletados em junho de 2008.....	64
Tabela 5.15. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água percolada do tratamento 4. Resultados coletados entre março de 2008 e julho de 2009.....	66
Tabela 5.16. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m, 0,6 m e 0,9 m do tratamento 4. Resultados coletados em junho de 2008.....	67
Tabela 5.17. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água percolada do tratamento 5. Resultados coletados entre abril de 2008 e julho de 2009.....	69
Tabela 5.18. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m, 0,6 m e 0,9 m do tratamento 5. Resultados coletados em junho de 2008.....	70
Tabela 5.19. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água percolada do tratamento 6. Resultados coletados entre maio de 2008 e julho de 2009.....	72
Tabela 5.20. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m, 0,6 m e 0,9 m do tratamento 6. Resultados coletados em junho de 2008.....	73

Tabela 5.21. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água percolada do tratamento 7. Resultados coletados entre março de 2008 e julho de 2009.....	75
Tabela 5.22. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m, 0,6 m e 0,9 m do tratamento 7. Resultados coletados em junho de 2008.....	76
Tabela 5.23. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água percolada do tratamento 8. Resultados coletados entre março de 2008 e julho de 2009.....	77
Tabela 5.24. Valores de condutividade, nitrato e sódio presentes nos percolados coletados nas profundidades de 0,3 m, 0,6 m e 0,9 m do tratamento 8. Resultados coletados em junho de 2008.....	78
Tabela 5.25. Valores de CE 50 (%) em ensaios com <i>Daphnia similis</i> e <i>Vibrio fischeri</i> na água do lençol freático dos poços de monitoramento. Resultados coletados entre março de 2008 e junho de 2009.....	79
Tabela 5.26. Valores de condutividade, nitrato e sódio presentes nos poços de monitoramento. Resultados coletados em junho de 2008.....	80
Tabela 5.27. Média das alturas das plantas de eucalipto coletadas na Escola Técnica Agrícola Paula Souza, Franca-SP, em novembro de 2007.....	84
Tabela 5.28. Resultados da estatística descritiva para os dados do diâmetro na altura do peito (DAP) (mm), aos sete meses após o transplântio (abril de 2008). Escola Técnica Agrícola Paula Souza, Franca-SP.....	85

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF	Afluente
Abr	Abril
Ago	Agosto
Al	Alumínio
As	Arsênio
B	Boro
bar	Unidade de medida de pressão
C	Celsius
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CE	Concentração efetiva
CESET	Centro Superior de Educação Tecnológica
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
cm	Centímetro
CNPq	Conselho nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
Cr	Cromo
Cu	Cobre
CV	Coefficiente de Variação
DAP	Diâmetro a Altura do Peito
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
dm	Decímetro
Ds	Daphnia similis
EF	Efluente
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAPESP	Fundação de Amparo à pesquisa do Estado de São Paulo

Fe	Ferro
FEAGRI	Faculdade de Engenharia Agrícola
FEC	Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
g	Gramas
h	Hora
H	Hidrogênio
ha	hectare
Hg	Mercúrio
IPEN	Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares
Jan	Janeiro
Jun	Junho
Jul	Julho
K	Potássio
kg	Kilograma
L	Litro
LABREUSO	Laboratório de Reúso
LEAL	Laboratório de Ecotoxicologia Aquática e Limnologia
m	Metro
Mai	Mai
Mar	Março
Max	Máximo
mca	Metro de coluna d água
Mg	Magnésio
Min	Mínimo
mL	Mililitros
mm	Milímetros
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
mg	Miligramas
mmol _c	Milimol de carga

Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
MO	Matéria Orgânica
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NBR	Norma Brasileira
ND	Não determinado
Ni	Níquel
Nov	Novembro
NT	Não tóxico
OD	Oxigênio dissolvido
Out	Outubro
P	Fósforo
P1	Poço de monitoramento 1
P2	Poço de monitoramento 2
P3	Poço de monitoramento 3
P4	Poço de monitoramento 4
P5	Poço de monitoramento 5
P6	Poço de monitoramento 6
P7	Poço de monitoramento 7
P8	Poço de monitoramento 8
PB	Chumbo
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Policloreto de Vinila
R1	Repetição 1
R2	Repetição 2
R3	Repetição 3
R4	Repetição 4
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
rpm	Rotações por minuto

s	Desvio padrão
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
Se	Selênio
Set	Setembro
SIGRH	Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos de São Paulo
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
SMA	Secretaria do Meio Ambiente
SP	São Paulo
T1	Tratamento 1
T2	Tratamento 2
T3	Tratamento 3
T4	Tratamento 4
T5	Tratamento 5
T6	Tratamento 6
T7	Tratamento 7
T8	Tratamento 8
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
µS	MicroSiemens
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
VCP	Votorantim Celulose e Papel
Vf	Vibrio fischeri
WHO	World Health Organization
Zn	Zinco

1.0 INTRODUÇÃO

A necessidade crescente de se preservar os recursos naturais como a água, suas fontes e seus mananciais, conduz à tomada de ações que resultam em medidas que culminam no tratamento de efluentes e o seu reúso.

Destaca-se a esta realidade a nova Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, a qual aplica valores mais restritivos quanto aos parâmetros de lançamento de efluentes, o que desqualifica a maioria dos sistemas de tratamento de esgoto por lagoa quanto aos novos padrões, requerendo a adequação desses sistemas com a implantação de pós-tratamentos.

A adoção do sistema de irrigação com efluentes anaeróbios provenientes de lagoas, como reúso agrícola e como pós-tratamento de efluentes, permite o retorno dos elementos básicos aos ciclos biogeoquímicos, sendo, também, um processo de recuperação ambiental dos resíduos gerados por atividades humanas. A presença de matéria orgânica e nutrientes promovem a melhoria da fertilidade do solo, além de melhorar a estruturação dos seus agregados (HESPANHOL, 2003).

Quanto ao eucalipto, existem na literatura poucos dados relativos às respostas da planta ao fornecimento de água ou efluentes. Entretanto, a produtividade da cultura aumenta em regiões que têm maior precipitação anual e menor déficit hídrico. Por ocupar vastas extensões de áreas no estado de São Paulo, ser uma cultura de alta demanda de água e requerer pouca mão de obra, reduzindo assim a exposição dos trabalhadores aos riscos naturais do reúso, a escolha dessa cultura apresenta-se como uma boa opção ao reúso agrícola com esgotos domésticos.

Entretanto, para o desempenho adequado do sistema de irrigação, referindo-se ao pós-tratamento do efluente e à produtividade agrícola, são necessários cuidados na implantação e operação do sistema como: caracterização e monitoramento do efluente quanto à toxicidade, ao sódio (Na), à Razão de Adsorção do Sódio (RAS) e aos metais pesados; aplicação de efluentes em solos com boa capacidade de drenagem para evitar a sua salinização; manutenção de uma boa aeração necessária às reações

bioquímicas que ocorrem com a degradação da carga orgânica do resíduo; operação com lâminas hídricas (cargas hidráulicas) que mantenham as condições necessárias para a depuração do esgoto e para o desenvolvimento da planta e a necessidade de avaliar a toxicidade provocada pelo efeito acumulativo dos efluentes na água percolada e no lençol.

Também se faz necessária a avaliação do crescimento da planta, através da análise de parâmetros dendrométricos, a fim de que se possa avaliar se componentes tóxicos possíveis de estarem presentes no esgoto podem prejudicar o crescimento da planta.

Esse último quesito (componentes tóxicos) pode ser monitorado através de ensaios ecotoxicológicos, que consistem em colocar em contato com substâncias que podem causar toxicidade, organismos representativos de um determinado ambiente, possibilitando o estabelecimento de limites permissíveis de várias compostos, além de avaliar o impacto que esses podem causar no lençol freático (ZAGATTO & GOLDSTEIN, 1984).

Baseado no descrito acima, supõe-se que os efluentes domésticos poderão ter a sua toxicidade avaliada antes e depois do tratamento em lagoa anaeróbia, assim como a toxicidade da água percolada no solo e no lençol freático. Concomitantemente, será analisada a incorporação da biomassa em eucaliptos tratados com diferentes concentrações de efluente de lagoa anaeróbia, validando-se, assim, o monitoramento ecotoxicológico do ambiente e a qualidade do produto fornecido (madeira) pela irrigação com efluentes domésticos.

2.0 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o uso de efluente doméstico de uma lagoa anaeróbia, buscando taxas hidráulicas que permitam o crescimento do eucalipto em diferentes tratamentos, sem contaminação do lençol freático e, ao mesmo tempo, que permita o pós-tratamento do efluente anaeróbio.

2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste estudo referem-se a:

- Avaliação de parâmetros químicos do afluente e do efluente da lagoa anaeróbia, da água do açude, dos percolados, da água do lençol freático e do solo;
- Avaliação da toxicidade aguda em *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* no afluente e no efluente da lagoa anaeróbia, além da água do açude utilizada na irrigação;
- Avaliação da toxicidade aguda em *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada retirada dos coletores de drenagem livre;
- Avaliação da toxicidade aguda em *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água do lençol freático coletada nos poços de monitoramento;
- Avaliação do crescimento das mudas de eucalipto, confrontando-se os diferentes tratamentos.

3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A Cultura do Eucalipto e o seu Crescimento

Dado a crescente demanda por papel e celulose em termos mundiais, causando pressão nos ecossistemas dotados de grande quantidade e diversidade de árvores, faz-se necessário implantar florestas homogêneas e de rápido crescimento, como o eucalipto, a fim de suprir essa demanda e preservar as florestas nativas (POGGIANI, 1989).

Além disso, para atender a demanda crescente por madeira de eucalipto, o número de mudas requeridas apresentou um aumento significativo (TORRES, 2003), dos quais importa melhorar a qualidade e a produção no menor tempo possível.

O eucalipto, por possuir características como rápido crescimento, abundância em madeira, facilidade em exploração, baixo custo e madeira relativamente homogênea e barata, pode ser utilizado no Brasil, devido ao clima favorável ao seu cultivo (SCANAVACA JR, 2001).

Um estudo de Gruber (2006) sobre eficiência de uso de água em eucaliptos mostra que, a produção de matéria seca total aumenta, quanto maior quantidade de água é utilizada, ou seja, uma irrigação por mais tempo aumenta a biomassa da planta.

Entende-se por biomassa o peso da matéria orgânica seca por unidade de área (ODUM, 1971). A biomassa é formada principalmente por carbono, sendo variável de acordo com a espécie, fase de desenvolvimento, fatores edafoclimáticos, estado nutricional e com o componente da planta.

Os fatores edafoclimáticos que influenciam o crescimento da planta são aqueles que influenciam diretamente a fotossíntese e a respiração. Estes fatores estão relacionado à luz, temperatura, umidade, disponibilidade de nutrientes no solo, teor de carbono no ar, entre outros (KRAMER & KOLOWSKI, 1972).

Segundo Schumacher (1996), durante o desenvolvimento inicial das plantas, a biomassa se concentra na copa das árvores. Com o crescimento, no entanto, a

produção começa a se concentrar no tronco, já que as copas das árvores podem começar a competir entre si.

Andrae & Krapfenbauer (1979) afirmam que estudos sobre a incorporação da biomassa e crescimento da planta são importantes, pois os resultados obtidos conduzem a decisões para o planejamento da exploração racional de espécies comerciais.

3.2 Lagoa Anaeróbia

O uso de lagoas de tratamento para estabilização de esgotos sanitários é conhecido e amplamente utilizado no Brasil e no mundo (VON SPERLING, 1996).

Segundo Silva (1977), são classificadas como lagoas anaeróbias aquelas nas quais não há oxigênio livre na massa líquida. Assemelham-se bastante no funcionamento aos digestores anaeróbios e aos tanques sépticos. Em geral, são profundas (entre 4 m a 6 m) e ocupam uma área superficial menor do que as outras lagoas. São capazes de receber elevadas cargas orgânicas de até 400 kg/ha/dia de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio). Bem dimensionadas e operadas adequadamente, podem reduzir em até 70% da DBO do sistema. Como até 30% da matéria orgânica não é degradada, o efluente de uma lagoa anaeróbia não atende a legislação brasileira quanto a esse parâmetro, tornando necessário um pós-tratamento.

Segundo Von Sperling (1996), a estabilização em lagoas anaeróbias é lenta, devido à baixa taxa de crescimento e reprodução dos microrganismos anaeróbios. Tal fato se explica devido a não haver oxigênio livre, fazendo com que a degradação da matéria orgânica não seja tão eficiente em termos energéticos. Assim, para obter energia, as bactérias anaeróbias necessitam converter a matéria orgânica em gás carbônico (CO₂) e metano (CH₄). Por outro lado, esse processo de fermentação produz pequena quantidade de lodo.

A fermentação anaeróbia é realizada em etapas. Primeiramente, os organismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido (OD), transformam compostos

orgânicos em substâncias mais simples, como os ácidos orgânicos. É a fase chamada de digestão ácida, a qual o pH fica em torno de 5,0. Em seguida, as bactérias formadoras de metano transformam os ácidos orgânicos em metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂). Nessa fase, o pH pode subir para até 7,5 (CAMPOS, 1999)

Um dos fatores que interferem na degradação da matéria orgânica em lagoas anaeróbias é a temperatura. Segundo Von Sperling (1996), o uso desse tipo de lagoa deve ser realizado em locais com médias de temperatura maiores que 20° C. Esse sistema de tratamento também não necessita de energia e nem de equipamentos especiais, sendo a diferença de carga hidráulica o meio de funcionamento de uma lagoa anaeróbia.

3.3 Reúso de Água

A água doce representa 2,52% do volume total de água presente em nosso planeta. Porém, a maior parte dessa água encontra-se indisponível em forma de gelo nos pólos e topos de montanhas, estando somente uma pequena parte disponível para o consumo humano (BERNARDI, 2003). Alguns países como o Brasil apresentam abundância de recursos hídricos, porém essa riqueza é maior em lugares de menor consumo; enquanto outros países vivem em estado de escassez de recursos hídricos (BREGA FILHO & MANCUSO, 2003).

Outro fator que diminui a quantidade de água disponível é o aumento das atividades humanas e o crescimento demográfico. Logo, a demanda por recursos hídricos tem feito do processo de reúso de água um tema atual e de elevada importância, apesar dele já ser utilizado desde os tempos antigos (POLEZI, 2003).

Em países nos quais a escassez hídrica é recorrente, o uso de águas residuárias é muito utilizado. Porém, além do reúso, práticas que abrangem o uso racional da água, controlando perdas e desperdícios, devem ser levadas em consideração, assim como aquelas que promovam a minimização da produção de efluentes e do consumo de água como meios de combater a escassez (CETESB, 2008).

A utilização de esgotos contribui para a conservação dos recursos, liberando fontes de água de melhor qualidade para usos prioritários. O reúso reduz a demanda sobre os mananciais de água devido à substituição da água potável por uma água de qualidade inferior. Dessa forma, grandes volumes de água potável podem ser poupados (CETESB, 2008). Contudo, para haver o reúso, é necessário que alguma tecnologia em maior ou menor grau seja desenvolvida, dependendo dos fins a que se destina a água e de como ela tenha sido usada anteriormente.

A prática de descarregar esgotos, tratados ou não, em corpos de água superficiais é adotada por várias comunidades ao redor do mundo, como forma de afastamento de resíduos líquidos. Existem relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação. Geralmente, essas águas servem como fonte de abastecimento de muitas comunidades, havendo casos em que a mesma cidade lança seus esgotos e faz uso do mesmo corpo hídrico para coleta de água a ser potabilizada. A comunidade, a indústria ou o agricultor que coleta água, na realidade, está reutilizando-a pela segunda, terceira ou mais vezes (BREGA FILHO & MANCUSO, 2003).

Tendo em vista o aumento do consumo de água tratada para uso das indústrias e da população, e com isso aumentando o volume de esgotos gerados e não utilizáveis, a idéia da valorização dos efluentes, como forma de aumentar a oferta de água na região onde ela é escassa, e/ou como alternativa à disposição final dos esgotos onde essa disposição é problemática, vem sendo crescentemente considerada como uma possibilidade cada vez mais atraente (MANCUSO, 1992).

3.3.1 Formas de Reúso

Após o uso da água potável, esta é descartada e conduzida a uma estação de tratamento de esgotos pela rede coletora de esgoto sanitário. O efluente tratado pode ser descartado nas águas superficiais ou ter um tratamento adicional, visando obter uma água para fins não potáveis. Após obter o nível de tratamento necessário para os padrões de reúso em suas diferentes formas, a água será conduzida aos locais de

consumo por outras tubulações que não são as da rede pública de abastecimento de água (MANCUSO, 1992).

Segundo Brega Filho e Mancuso (2003), as formas de reúso podem ser do tipo direto ou indireto, realizadas de maneira planejada ou não. De acordo com a WHO (1973), tem-se:

Reúso Potável Direto: é o caso em que o esgoto é recuperado utilizando-se de tratamento avançado, sendo injetado diretamente no sistema de água potável.

Reúso Potável Indireto: o esgoto, após o tratamento, é lançado nas águas superficiais ou subterrâneas, onde fatores como a diluição e a reaeração promovem a purificação natural do recurso hídrico, viabilizando sua captação, tratamento e consumo como água potável.

Reciclagem de Água: é o reúso interno de água, sendo um caso particular de reúso direto. Antes da água ser descartada em um sistema de tratamento ou em um local de disposição, ela pode servir como fonte suplementar de abastecimento.

Segundo Lavrador Filho (1987), os termos reúso “planejado” e “não planejado” referem-se ao fato do reúso ser decorrente de uma ação intencional ou consciente, ou ser um subproduto não intencional de uma descarga de esgotos. Dessa forma, tem-se a conceituação:

Reúso Planejado da Água: ocorre quando é resultado de uma ação humana consciente, podendo ser utilizado de forma direta ou indireta. O reúso planejado torna implícito o uso de um sistema de tratamento de efluentes que atenda os padrões de qualidade requeridos pelo novo uso que se deseja fazer da água.

Reúso Não Planejado da Água: após a água ser utilizada uma ou mais vezes, é descartada no meio ambiente e novamente utilizada a jusante de forma não intencional. Ou seja, o reúso é um subproduto não intencional de descarga a montante.

3.3.2 Tipos de Reúso

Segundo Brega Filho e Mancuso (2003) existem os seguintes tipos de reúso:

Reúso Não Potável Agrícola : o efluente das estações de tratamento de esgoto (ETE), convenientemente condicionado após o tratamento, é utilizado para a irrigação da agricultura e/ou para a dessedentação de animais, sendo que, na maioria das vezes, ocorre a recarga do lençol freático.

Reúso Não Potável Industrial: trata-se do reúso dos efluentes das ETE, convenientemente condicionados após tratamento posterior, caso seja necessário nos processos industriais. Sendo as indústrias as maiores consumidoras de água, essa alternativa já se apresenta como uma realidade. Outra forma de reúso industrial é a praticada dentro da própria indústria, na qual a água é reutilizada o maior número de vezes possível, antes de ser finalmente descartada e enviada a uma ETE.

Reúso Não Potável Recreacional: classificação reservada à irrigação de plantas ornamentais, campos de esporte, jardins e parques públicos; assim como para o abastecimento de corpos de água superficiais como lagos, reservatórios e rios usados para fins recreacionais.

Reúso Não Potável Doméstico/Urbano: são considerados aqui os casos de reúso de água para rega de jardins residenciais, viveiros de plantas ornamentais, faixas verdes ao longo de ruas e estradas, quadras esportivas e campos de golfe, descargas sanitárias, lavagem de carros, reserva de incêndio, limpeza de tubulações, construção civil (controle de poeira, compactação do solo, produção de concreto e lavagem de agregados), sistemas decorativos como chafarizes e fontes luminosas e para a utilização deste tipo de água em grandes edifícios (como no resfriamento de equipamentos de ar condicionado).

Recarga de Aquíferos: é o tipo de reúso que visa à recarga artificial de aquíferos com efluentes tratados. É realizado através da infiltração-percolação, quando o esgoto penetra no solo; ou através de injeção direta por pressão no subsolo, sendo utilizados poços, minas, cavernas, entre outros.

Reúso na aquicultura: utilização de água de reúso para criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos, podendo visar o tratamento do esgoto sanitário.

3.4 Reúso Agrícola

Em todas as partes do mundo, o uso agrícola da água já é responsável pela maior porcentagem de consumo, que é em torno de 66%. No Brasil, a demanda de água para uso agrícola já equivale a 2/3 do total, sendo o maior usufruto realizado pelas regiões sudeste e sul. Logo, à medida que cresce o consumo para esse fim, pode-se pensar como vantajosa a prática de reúso agrícola com efluentes domésticos (TELLES, 2003)

Em termos de padrão de qualidade de um efluente, a prática agrícola costuma ser pouco exigente em relação a esses padrões. Muitas vezes, em determinadas condições, o reúso agrícola chega até mesmo a melhorar a qualidade da água. Devido a isso, a prática do reúso agrícola vem se expandindo em detrimento do lançamento de efluentes em corpos d'água (TELLES, 2003).

As primeiras experiências na Inglaterra, com as chamadas “fazendas de esgoto”, no início do século XX, tinham como objetivo o tratamento de esgotos. Contudo, logo apareceu o interesse na irrigação com a finalidade de viabilizar a produção agrícola. Porém, como o crescimento da microbiologia sanitária, essa prática tornou-se desaconselhável em meados do século XX.

Entretanto, o avanço nas tecnologias de controle da poluição, assim como o aumento da produção agrícola e a necessidade de racionalização dos recursos hídricos fizeram com que essa prática fosse novamente repensada. Porém, segundo Coraucci Filho (1998), o reúso de efluentes no solo não deve ser encarado como um mero descarte. Deve existir um elo entre a Engenharia Sanitária e a Engenharia de irrigação, de forma que haja o tratamento do esgoto no solo sem qualquer contaminação do lençol freático, entre outros.

Um dos casos de sucesso do reúso agrícola é Israel, que já utiliza grande parte dos seus efluentes (cerca de 120 milhões de m³/ano) na agricultura e que, até 2015, pretende utilizar 70% desse efluente (POLEZI, 2003).

3.5 Vantagens do Reúso Agrícola

O reúso apresenta diversas vantagens do ponto de vista econômico, social e ambiental. Águas residuárias são uma fonte importante de água e nutrientes para muitas pessoas em climas áridos e semi-áridos. Algumas vezes é a única fonte de água disponível para a agricultura. Quando bem utilizada, essas águas ajudam na reciclagem de nutrientes, diminuindo o custo do uso de fertilizantes ou simplesmente tornando-os acessíveis aos agricultores. Esse aspecto possui conseqüências ambientais, bem como o menor gasto de energia para produzir fertilizantes e a diminuição da mineração do fósforo (SALA & SERRA, 2004).

Onde os serviços de tratamento de esgoto não estão disponíveis, o uso de esgotos na irrigação age como um método de tratamento de baixo custo, devido à capacidade do solo de remover naturalmente a contaminação. Além disso, o uso de águas residuárias auxilia na diminuição de impactos na saúde e no ambiente que poderiam ocorrer caso esses efluentes fossem despejados em águas superficiais (WHO, 2006).

Uma das maneiras de se aproveitar os nutrientes presentes em águas residuárias, é através do reúso agrícola. Esse tipo de água não adiciona somente nutrientes ao solo, mas também o enriquece ao adicionar matéria orgânica que aumenta a sua umidade. A matéria orgânica também tem a capacidade de reter metais (através de troca catiônica e formação de compostos organo-metálicos) e aumentar a atividade microbiana. Esta capacidade de melhorar o solo fornece às águas residuárias uma vantagem adicional se comparada aos fertilizantes (WHO, 2006).

Segundo Guidolin (2000), é imprescindível destacar também o conteúdo dos elementos minerais presentes em efluentes urbanos brutos, destacando a presença de macronutrientes, como Nitrogênio (N), (Fósforo) P e Potássio (K), bem como de micronutrientes, como As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn. Alguns deles são necessários ao desenvolvimento vegetal (apesar de alguns serem fitotóxicos sobre determinadas condições), o que demonstra que efluentes de origem doméstica podem ser utilizados como coadjuvantes no processo de fertilização de agriculturas irrigadas.

Assim, o reúso agrícola de águas residuárias, de uma maneira geral, promove as seguintes vantagens:

- propicia um pós-tratamento do esgoto ao dispô-lo no solo;
- possibilita uma relativa economia de dispêndios com fertilizantes e matéria orgânica;
- permite conservar os solos, pela acumulação de húmus;
- provoca aumento da produtividade agrícola;
- reduz os danos ambientais;
- propicia tratamento adicional de esgotos ao se fazer a recarga dos aquíferos;
- aumenta a disponibilidade de água em aquíferos, que pode ser utilizada futuramente;
- propicia o uso sustentável dos recursos hídricos;
- minimiza a poluição hídrica nos mananciais;
- estimula o uso racional de águas de boa qualidade.

3.6 Problemas do Reúso Agrícola

O reúso de água pode apresentar aspectos desvantajosos, promovendo alguns impactos negativos. Os efeitos possíveis e sua relevância dependem da situação específica e da forma como as águas residuárias são utilizadas. Em muitos lugares, por exemplo, a irrigação com águas residuárias aconteceu de maneira espontânea e sem planejamento, pois geralmente esse esgoto não é tratado. Em outras situações, o uso de águas residuárias na agricultura é estritamente controlado. Essas práticas levarão a impactos ambientais diversos (WHO, 2006).

Uma consequência indireta da agricultura irrigada, com água pura ou água residuária, é a recarga do aquífero que se encontra abaixo do solo. O excesso de aplicação de água durante a irrigação ou disposição de esgotos, acima da capacidade de absorção da planta e da capacidade de retenção do solo, pode levar à infiltração. O impacto no lençol freático depende de diversos fatores como: taxa de irrigação;

qualidade da água residuária; o tratamento do esgoto realizado pela ação do solo; a vulnerabilidade do aquífero; o método utilizado na irrigação; a taxa de recarga artificial, comparada à taxa de recarga natural; a qualidade da água presente no aquífero e o seu uso potencial; o tempo de irrigação e o tipo de lavoura (FOSTER, 2004).

Abaixo do solo de campos cultivados, o aquífero apresenta grande concentração de nitrato, devido à presença de nitrogênio nos fertilizantes artificiais e no esgoto. Tal fato promove a adição de nitrogênio no solo em taxas maiores do que a taxa de absorção das plantas. Além disso, o nitrato também é estável no lençol freático e pode aumentar a sua concentração com o tempo, emergindo com um poluente do lençol freático (WHO, 2006).

Outro parâmetro aumentado ao longo do tempo é a salinidade do lençol. Baseado na qualidade original do aquífero, o uso presente e futuro e as conexões entre o aquífero e outros corpos de água, este efeito pode ser ou não importante. Se a profundidade desse aquífero for menor do que 1,0 m ou 1,5m, existem riscos severos de aumento da salinidade, sugerindo que a irrigação com esgoto deve ser restrita a áreas com aquíferos com profundidades maiores do que 1,5m – 3,0m (FARID, 1993).

Já os metais possuem pouco ou nenhum impacto nos aquíferos, desde que o esgoto sanitário contenha baixas concentrações desses elementos. Segundo Leach, Enfield & Harlin (1980) e a USEPA (1981), os metais mais tóxicos para os seres humanos como cádmio, chumbo e mercúrio não foram encontrados em aquíferos sob superfícies irrigadas com esgoto sanitário após 30 – 40 anos de aplicação, em taxas que variaram de 0,8 a 8,6 m³/ano. Tal fato é resultado do pH do solo (6,5) que promoveu a retenção desses metais em suas partículas.

Outro elemento que pode causar problemas é a matéria orgânica que alcança os aquíferos através da percolação do esgoto tratado. Essa taxa varia em concentrações entre 1 e 5 mg do carbono orgânico total (COT) por litro. Se esgoto não tratado for utilizado, as concentrações podem aumentar para 6 a 9 mg de COT por litro (FOSTER, 2004). Ambas as taxas são maiores do que é comumente aceito como seguras para a recarga de recursos de águas potáveis para o consumo humano (1 a 2 mg por litro). Além disso, altas concentrações de COT podem levar à formação de produtos perigosos após a desinfecção com cloro (se essa água for tratada para o

consumo humano). A existência no esgoto de compostos tóxicos de origem industrial ou interferentes endócrinos também pode ocorrer. Felizmente, a absorção desse tipo de substâncias pelo solo é muito efetiva.

A fim de se evitar os efeitos negativos no lençol freático devido à infiltração de águas residuárias, é recomendado por Foster (2004) a melhora das práticas de irrigação na agricultura, a promoção do reúso de água na agricultura preferencialmente em zonas onde o aquífero é menos vulnerável, a utilização de esgotos tratados e o monitoramento periódico do aquífero.

Em relação às águas superficiais, essas podem ser afetadas devido ao recebimento de águas de drenagem. Apesar do impacto ser menor do que aquele provocado pela descarga direta de esgotos, os efeitos prejudiciais também podem ocorrer. Os impactos dependem do tipo de água superficial (rios, lagos, canais de irrigação ou represas) e o seu uso, assim como do tempo de retenção hidráulica e a função dessa água no ecossistema. Os maiores impactos advêm da contaminação por patógenos presentes nas águas residuárias, que podem promover impactos negativos na saúde, se essa água for utilizada para consumo humano, recreação e utilização em indústrias alimentícias (WHO, 2006).

Se grandes quantidades de matéria orgânica biodegradável adentram nesses corpos de água, pode ocorrer a oxidação dessa matéria pelo oxigênio dissolvido na água, causando impacto aos organismos que vivem nesse ecossistema. Grandes concentrações de nitrogênio e fósforo levados para as águas superficiais podem favorecer o fenômeno da eutrofização; promovendo a subsequente diminuição do oxigênio, que afeta a vida aquática e provoca alterações estéticas na água. Além disso, evidências mostram que o enriquecimento de águas superficiais com nutrientes pode facilitar o crescimento de algas que produzem toxinas prejudiciais, tornando a água imprópria para o consumo humano (CHORUS & BARTRAM, 1999).

3.6.1 Impacto da Disposição de Efluentes no Solo

O solo é uma mistura complexa de substâncias orgânicas e minerais em concentrações que variam amplamente em diferentes regiões e climas. Por esta

razão, é muito difícil generalizar quais compostos podem poluí-lo e em quais concentrações eles são efetivos. Os efeitos dependem não somente das propriedades físicas e químicas do solo, mas também do clima e da qualidade e quantidade de água residuária utilizada na irrigação de culturas durante a disposição de esgotos. No que se refere aos patógenos, é preciso destacar que o solo atua como redutor do período de sobrevivência dos mesmos, não afetando diretamente esse sistema, mas podendo afetar a saúde humana (WHO, 2006).

Para prevenir tais processos, os únicos métodos relativamente acurados para determinar os efeitos de possíveis poluentes ou compostos danosos ao solo são a medição inicial das características pedológicas, monitorando-as ao longo do tempo e a comparação de solos similares ou em condições similares irrigados com água residuária e água pura.

3.6.1.1 Sais

O maior e mais comum problema que o uso de águas residuárias pode causar ao solo é a salinização. Esse processo pode ocorrer mesmo quando é utilizada água apropriada, caso não haja a lavagem do solo ou a drenagem seja inadequada. O uso de esgotos pode acelerar esse processo de salinização devido ao seu alto conteúdo de sal, provocando o colapso da estrutura do solo, entupindo poros e conexões que permitem a passagem do ar e da água e causando drenagem lateral aumentada, facilidade de erosão, oxigenação limitada, inibição do desenvolvimento das raízes das plantas e diminuição ou interrupção do crescimento dos cultivares (PAGANINI, 2003).

A salinidade é mensurada indiretamente por parâmetros como a condutividade, taxa de adsorção do sódio, concentração de sódio, cloro e sólidos dissolvidos. O aumento da salinidade do solo depende da qualidade da água (que varia largamente nas águas residuárias municipais, dependendo da salinidade do suprimento de água e, em menor extensão, devido às descargas salinas) e outros fatores, como a transmissividade do solo, o conteúdo de matéria orgânica, a drenagem da área, a taxa de irrigação e a profundidade do lençol freático. Por todas essas razões, não é fácil

predizer a taxa de salinização, sendo mais eficiente monitorar a salinidade periodicamente no local (WHO, 2006).

3.6.1.2 Metais Pesados

Em relação aos metais pesados, pode-se dizer que o conteúdo nas fezes geralmente é baixo ou muito baixo, comparado com outras fontes com potenciais impactos para o solo; sendo dependente da quantidade de metais presentes nos produtos alimentícios consumidos. Além disso, a maioria desses metais pesados passa pelo intestino sem serem afetados. Também na urina, os níveis são muito baixos (WHO, 2006).

As concentrações desses metais são relativamente maiores nos fertilizantes químicos (em relação ao cádmio), ou podem estar presentes em despejos no esgoto doméstico, provenientes de outras fontes. Contudo, um metal só impactará a nutrição da planta ao se estabelecer um percentual mínimo no solo ou caso ele se encontre em fase móvel (dissolvido na solução presente no solo e não adsorvido por suas partículas).

Os metais são retidos no solo em um pH acima de 6,5 e/ou com grande conteúdo de matéria orgânica. Se o pH estiver abaixo desse valor, a matéria orgânica será consumida ou todos os sítios de adsorção possíveis estarão saturados, fazendo com que os metais tornem-se móveis; podendo ser absorvidos pela colheita e contaminando águas superficiais. Porém, a raiz da planta age como uma eficiente barreira contra a absorção de metais não essenciais. Além disso, os impactos por metais pesados são usualmente notados na microbiota do solo antes que eles sejam observados nas plantas e em animais (ou humanos). Deve-se também levar em consideração que os impactos desses metais nas colheitas são complexos, pois poderá haver interações antagonistas que afetam a sua retenção pelas plantas (DRAKATOS, 2002).

3.6.1.3 *Compostos Orgânicos Tóxicos*

Em águas residuárias, uma grande variedade de compostos tóxicos podem estar presentes. Muitos são difíceis de detectar devido à ausência de técnicas analíticas apropriadas e o aumento do número de compostos que estão sendo produzidos e dispostos nos esgotos. O esgoto doméstico geralmente possui baixos conteúdos de componentes orgânicos tóxicos, porém as concentrações podem aumentar se ele receber descargas industriais, águas de drenagem de agricultura (contendo pesticidas e seus resíduos), produtos petroquímicos, chorume de aterros sanitários e poluentes do ar depositados pela chuva. Entre esses compostos orgânicos tóxicos estão os compostos industriais, pesticidas, componentes do petróleo, hormônios e fármacos (WHO, 2006).

Se essas águas residuárias forem tratadas prioritariamente para o seu uso na agricultura, a concentração de muitos desses compostos será reduzida pela adsorção, volatilização e biodegradação realizada pelo tratamento e pelo solo. A absorção dessas substâncias pelas plantas através de suas raízes não é provável de ocorrer devido ao grande tamanho e ao alto peso molecular de muitas dessas substâncias (PAHREN, 1979).

Estudos com águas residuárias mostraram que alguns fármacos podem resistir ao tratamento secundário ou terciário. O estudo de efluentes de águas residuárias tratadas, que passaram por tratamento secundário e terciário e pós-tratamento em aquíferos, indica que a maioria dos fármacos e seus sub-produtos foram removidos efetivamente pela passagem através do solo e após um tempo de detenção suficiente no aquífero. Porém, duas drogas (carbamazepina e primidona) não mostraram reduções significativas, mesmo após seis anos de tratamento no aquífero (DREWES, HEBERER & REDDERSEN, 2002).

3.6.1.4 *Matéria Orgânica*

A aplicação de águas residuárias em condições controladas (através de irrigação controlada e usando um fluxo intermitente) permite a degradação no solo de

centenas de kilogramas de matéria orgânica presente nos esgotos por hectare/dia, sem nenhum impacto para o meio ambiente (BOUWER & CHANEY, 1974). Porém, nos casos em que a concentração de DBO (relativo à matéria orgânica) são extremamente altas, combinado com os altos níveis de sólidos totais dissolvidos, a obstrução do solo pode ocorrer.

Na maioria dos casos, os níveis de DBO são reduzidos a praticamente zero após uma pequena distância da superfície do solo. Porém, mesmo ao final do tratamento de esgoto, o efluente ainda contém algum carbono orgânico, que pode ser resultante da presença de compostos orgânicos sintéticos. Essas substâncias recalcitrantes geralmente não estão presentes em grandes quantidades, a menos que descargas industriais sejam feitas junto ao esgoto doméstico. Logo, efluentes industriais nunca devem ser utilizados em reúso agrícola de águas residuárias, para que esse problema não ocorra (WHO, 2006).

3.7 Legislação sobre Reúso

Segundo a resolução nº 54 de 2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), o reúso de água se constitui em prática de racionalização e de conservação dos recursos hídricos, pois reduz a descarga de poluentes em corpos receptores e os custos associados à poluição, contribuindo para a proteção do meio ambiente e da saúde pública.

Considerando esses preceitos, essa resolução estabelece precedentes que regulamentam e estimulam o reúso direto não potável, visto que essa prática reduz a descarga de esgotos em águas superficiais.

Essa resolução também dispõe sobre a avaliação dos efeitos nos corpos hídricos decorrentes da prática do reúso, que deve ser realizada pelo Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH), cabendo aos comitês de bacia a criação de incentivos para essa prática e a integração do reúso com as ações de saneamento ambiental e de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica.

Em relação à Lei Federal de Recursos Hídricos nº 9.433/97 (Brasil, 1997), a qual dispõe essencialmente sobre o uso primário da água, o conceito de reúso não é abordado de forma explícita. Entretanto, vários dispositivos apontam na direção do reúso como um processo importante para a racionalização do uso da água. Podemos ver tais dispositivos nos seguintes artigos:

- **Artigo 1:** “II - a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico” ; “IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas”
- **Artigo 2:** “I - assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”
- **Artigo 7 :** “IV - metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis”

Também no anteprojeto de Lei da Política Nacional de Saneamento Ambiental, podemos observar dispositivos que asseguram o reúso de água:

- **Artigo 10:** “Incentivar o reúso da água, a reciclagem dos demais constituintes dos esgotos e a eficiência energética, condicionado ao atendimento dos requisitos de saúde pública e de proteção ambiental pertinentes”;
- **Artigo 12:** “Incentivar o aproveitamento das águas pluviais, condicionado ao atendimento dos requisitos de saúde pública e de proteção ambiental pertinentes”.

Tanto nos artigos da Lei Federal de Recursos Hídricos nº 9.433/97, quanto nos do anteprojeto da Lei da Política Nacional de Saneamento, a água é considerada um recurso limitado pela legislação e dotada de valor econômico, devendo ser assegurado o seu uso múltiplo; a fim de se alcançarem metas de racionalização e a melhora da qualidade e da quantidade dos recursos hídricos. Além disso, é uma prática de proteção ambiental. Assim, o reúso da água se encaixa como um fator de grande importância e que deve ser levado em consideração, pois ele corrobora com os dispositivos legais.

Em termos estaduais, durante o ano de 2006, a CETESB (órgão ligado à Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo) publicou uma instrução técnica de nº 31, estabelecendo um ensaio de procedimentos internos para disciplinar a prática de reúso de água proveniente de uma estação de tratamento de esgoto sanitário. Pretende-se com este documento definir critérios mínimos e exigências técnicas a serem atendidos pelos empreendedores, de maneira a proteger o meio ambiente e a saúde pública.

Esses critérios levam em consideração as informações sobre efluentes de ETE doméstico, a área de aplicação e o sistema de aplicação adotado, definindo-se a qualidade do efluente e quais as taxas que ele pode ser aplicado.

3.8 Ensaio Ecotoxicológicos

Devido ao alto conteúdo de matéria orgânica presente em águas residuárias, esses resíduos podem ser utilizados no condicionamento do solo e como uma fonte de nutrientes. Porém, uma grande variedade de elementos indesejáveis, como metais e fármacos, pode ser encontrada nesses efluentes, levando a vários efeitos adversos no meio ambiente (DÜRING & GÄTH, 2002). Este problema agrava-se se essas substâncias tóxicas são transportadas para os cultivos ou para o lençol freático (FUENTES *et al.*, 2004; FJÄLBORG *et al.*, 2005).

Alguns produtos farmacêuticos e seus subprodutos de degradação também estão sendo detectados frequentemente no ambiente. Porém, informações sobre os efeitos tóxicos desses produtos em organismos vivos é muito limitado. A pesquisa científica sobre esse assunto está crescendo, com o objetivo de providenciar um quadro claro do comportamento e toxicidade desses compostos no ambiente, a fim de resguardar os organismos vivos de qualquer efeito adverso originado por essas substâncias (NIKOLAOU *et al.*, 2007).

Com isso, temos que os primeiros testes de toxicidade foram realizados entre 1863 e 1917. Contudo, foi a partir da década de 30 que os testes de toxicidade aguda com organismos aquáticos foram implementados, a fim de se estabelecer a relação de

causa/efeito entre substâncias químicas e águas residuárias (RAND, 1995). No Brasil, a primeira iniciativa nessa área se deu em 1975, com a participação da CETESB no programa internacional de padronização de testes de toxicidade aguda com peixes (ZAGATTO, 2006).

Dado que 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, os ensaios ecotoxicológicos podem ser utilizados para monitorar substâncias indesejáveis. Logo, a ecotoxicologia é um ramo da toxicologia que permite avaliar os danos ocorridos nos ecossistemas após a contaminação de um determinado ambiente e também prever impactos futuros, quando do lançamentos de despejos num determinado ambiente (ZAGATTO, 2006).

Utilizam-se em ensaios ecotoxicológicos 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).

Os ensaios de toxicidade aguda podem ser definidos como aqueles que avaliam os efeitos severos e rápidos, sofridos pelos organismos expostos ao agente químico, em um curto período de tempo, geralmente de um a quatro dias. Devido à facilidade de execução, curta duração e baixo custo, esses ensaios foram os primeiros a serem desenvolvidos, constituindo-se a base dos dados ecotoxicológicos (BIRGE *et al.*, 1985).

Nos ensaios de toxicidade aguda, observam-se critérios como mortalidade (principalmente para vertebrados) e de imobilidade (principalmente para invertebrados). Esses critérios são facilmente determinados, tendo amplo significado biológico e ecológico para o ambiente (VANLEEuwEN, 1988).

Vários autores (CABRIDENC, 1980; SLOOF *et al.*, 1983; MAKI & BISHOP, 1985; MACEK, 1985; CHAPMAN *et al.*, 1996), contudo, sugerem o uso de no mínimo três espécies em ensaios ecotoxicológicos como: uma alga (produtor primário), um crustáceo (consumidor primário) e um peixe (consumidor secundário), para se obter uma indicação da variabilidade natural e da sensibilidade dos organismos.

3.8.1 Ensaio de Toxicidade Aguda em *Daphnia similis*

Os dafinídeos, espécies do gênero *Daphnia*, são uma importante fonte de organismos para testes de toxicidade aguda, por serem bastante sensíveis a poluentes, facilmente cultiváveis em laboratório e por apresentarem estabilidade genética (são partenogenéticos), o que proporciona a obtenção de lotes bem uniformes de organismos (DOMINGUES & BERTOLETTI, 2006).

No Brasil, é relatada a presença das espécies *Daphnia gessnerii*, *Daphnia ambigua* e *Daphnia levis* (MATSUMARA-TUNDISI, 1984). Porém, no cultivo em laboratório, as espécies mais utilizadas são *Daphnia similis* e *Daphnia magna*, que não ocorrem naturalmente em nosso país.

Essas espécies possuem entre 0,5 a 5,0 mm de comprimento e uma carapaça bivalve transparente que encerra quase todo o corpo, com exceção da cabeça e das antenas. Esses cladóceros (ordem do subfilo crustácea) ou microcrustáceos são organismos filtradores, na qual suas pernas repletas de cerdas, agindo como peneiras, retêm algas, bactérias e pequenas partículas de material orgânico (BUIKEMA & SHEBERGER, 1977).

Em condições favoráveis, os dafinídeos produzem entre 4 a 65 jovens antes de cada muda, sendo a reprodução partenogenética, ou seja, a população é constituída inteiramente por fêmeas, que dão origem a neonatos idênticos a elas. Em caso de estresse ambiental (superpopulação, falta de alimento ou mudança de temperatura), podem aparecer machos na população que fecundam as fêmeas, dando origem a ovos efípios, que são altamente resistentes a condições desfavoráveis. Quando tal fato ocorre, o lote inteiro de *Daphnia similis* deve ser descartado (DOMINGUES & BERTOLETTI, 2006).

3.8.2 Ensaio de Toxicidade Aguda em *Vibrio fischeri*

Dentre os diversos ensaios ecotoxicológicos desenvolvidos a partir dos anos 70, Bullich (1979) desenvolveu um método para a avaliação da toxicidade de efluentes utilizando uma bactéria luminescente denominada *Vibrio Fischeri*. Essa bactéria é encontrada nos oceanos, em vida livre ou associada a outros organismos marinhos, como a lula (*Euprymna scolopes*).

Este bioensaio é baseado na verificação das variações na emissão de luz por unidade de tempo, em uma cultura de bactérias de um milhão de células, através um aparelho denominado luminômetro ou fotômetro.

Nessas bactérias, a enzima luciferase utiliza a flavina – um aldeído de cadeia longa – em sua forma reduzida e oxigênio para a produção de luz. Bioquimicamente, a via da bioluminescência é uma parte da cadeia de transporte de elétrons (uma das etapas da respiração). Então, nessas bactérias, a emissão de luz é o resultado do processo total da célula, ou seja, é a expressão da taxa total em que uma série complexa de reações bioquímicas produtoras de energia estão ocorrendo (BULLICH, 1979).

Dessa forma, ao entrar em contato com substâncias tóxicas, capazes de inibir a produção de energia, as bactérias cessam ou diminuem a produção de luz. Várias substâncias são capazes de provocar essa inibição e dentre elas, pode-se citar: antibióticos, metais pesados, fenol, benzeno e seus derivados, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, praguicidas e compostos clorados (UMBUZEIRO & RODRIGUES, 2004).

Resultados em diversos estudos mostram que o teste com *Vibrio fischeri* é capaz de detectar toxicidade em diferentes amostras ambientais, sendo uma alternativa especialmente importante no monitoramento da qualidade de efluentes industriais, domésticos e corpos d água de classe 4. O teste também é uma ferramenta poderosa de triagem quando se tem um número muito grande de amostras e necessidade de respostas em curto espaço de tempo (UMBUZEIRO & RODRIGUES, 2004).

3.9 Legislação sobre Ensaios Ecotoxicológicos

Segundo a resolução CONAMA nº 357/05 de 2005, os efluentes líquidos de uma fonte poluidora somente poderão ser despejados em um corpo d água receptor desde que obedeçam as condições previstas nessa resolução. Em relação aos ensaios ecotoxicológicos, alguns padrões são mencionados no artigo 34, tal como no parágrafo 1º, em que consta: "o efluente não deverá causar, ou possuir potencial para causar, efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente". Já no parágrafo 2º está descrito que "os critérios de toxicidade previstos no parágrafo 1º devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos e realizados no efluente".

Existe também no Estado de São Paulo uma resolução da Secretaria do Meio Ambiente sobre a utilização de ensaios ecotoxicológicos. Essa Resolução (SMA-03/2000 - SÃO PAULO, 2000) institui que os efluentes líquidos devem ser submetidos ao controle ecotoxicológico, apoiando-se na experiência norte americana do controle de emissões líquidas, com ênfase na qualidade da água do corpo receptor. Assim, o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos desse Estado relaciona-se com o balanço de massa de vazões do rio e do efluente.

Nessa mesma resolução também está descrito que os organismos e os métodos analíticos a serem utilizados em efluentes líquidos são aqueles definidos pela CETESB, caso a caso. Contudo, segundo Bassoi *et al.* (1990), na avaliação preliminar do efluente, indica-se usar o microcrustáceo do gênero *Daphnia* para ensaios de toxicidade aguda e o microcrustáceo do gênero *Ceriodaphnia* em ensaios de toxicidade crônica.

Segundo a norma L5.227 (CETESB, 2001), o teste de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* também pode ser utilizado para o cálculo de impacto ambiental em águas doces, caso as amostras tenham sido previamente testadas em paralelo com o teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* e apresente similaridade de resultados.

4.0 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e Procedimento Experimental

Instalou-se a pesquisa sobre reúso de efluente doméstico em área adjacente à estação de tratamento de esgotos (ETE) do bairro City Petrópolis, na cidade de Franca-SP. A ETE City Petrópolis dispõe de um sistema de tratamento de efluentes por lagoa anaeróbia, que opera com tempo de detenção hidráulico de aproximadamente 7 dias e é operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). O efluente é lançado no córrego que separa a ETE e a área da pesquisa. A jusante do lançamento, a água é captada para abastecimento público na cidade de Franca.

Assim, o local de instalação da pesquisa de reúso agrícola em eucaliptos é a área agrícola do Centro Paula Souza - Escola Técnica Agrícola “Professor Carmelino Corrêa Júnior”, Município de Franca, SP (20°27'98.7" de latitude sul e 40°23'97.6" de longitude oeste, 965 m de altitude). A área é de topografia plana a suave ondulada; o solo foi classificado como Neossolo Quartzarenico (EMBRAPA, 1997). O local da pesquisa pertence à Bacia Hidrográfica Sapucaí-Mirim/Grande (UGRHI-8), na qual o município de Franca está localizada (SIGRH, 2009).

Antes da plantação dos eucaliptos, foi realizada uma aplicação de herbicida glyphosate em área total para eliminação das ervas daninhas e aplicado 2,4,D em pontos isolados com infestação de ervas de folhas larga, que apresentaram resistência ao primeiro herbicida. Para o plantio do Eucalipto foi realizada uma sulcação orientada pelo levantamento topográfico e, em seguida, foi demarcada a área de acordo com o planejamento estabelecido no delineamento experimental. O plantio foi efetuado no espaçamento de 3,0 m entre linhas e 2,0 m entre plantas, com mudas clonadas, cedidas pela VCP-Florestal (*Eucalyptus urograndi*). As parcelas foram adubadas de acordo com a análise química da área, 200 kg ha⁻¹ de 6-30-6.

Utilizou-se o delineamento experimental de blocos casualizados, com quatro repetições, tendo cada parcela 108 m², com área total de 3.900 m². O plantio do eucalipto foi realizado em área total. Os tratamentos estudados foram:

- (T1) irrigação com água Limpa sem adubação;
- (T2) irrigação com água Limpa + NPK + B + Zn;
- (T3) irrigação com 1/3 da necessidade hídrica em efluente + NPK + B + Zn;
- (T4) irrigação com 1/2 da necessidade hídrica em efluente + NPK + B + Zn;
- (T5) irrigação com efluente + NPK + B + Zn;
- (T6) irrigação com efluente sem adubação;
- (T7) irrigação com 1,5 da necessidade hídrica em efluente + NPK + B + Zn;
- (T8) sem irrigação e adubação.

O delineamento foi estabelecido dentro de uma área de 2,0 ha de plantio de eucalipto. As parcelas foram demarcadas no sentido das linhas de plantio, com 12,0 m de comprimento, ou seja, 06 plantas distanciadas uma da outra por 2,0m. Na Figura 4.1, vê-se uma vista aérea do plantio de eucalipto.



Figura 4.1. Vista aérea da área de plantio do eucalipto na Escola Técnica Agrícola, Franca-SP.

4.2 Sistema de Irrigação

Foram coletadas amostras deformadas e indeformadas. As amostras deformadas foram utilizadas nas seguintes determinações: granulometria, densidade de partícula, teor de água no solo e teor de matéria orgânica e as indeformadas nas seguintes determinações: porosidade do solo (total, macro e microporosidade) e densidade do solo. Estas amostras foram coletadas nas camadas de 0,00-0,5 m, 0,05-0,10 m e 0,15-0,20 m (EMBRAPA,1997).

A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta, utilizando-se solução de hidróxido de sódio como dispersante químico e agitação com aparato de baixa rotação (EMBRAPA,1997). A porosidade total, a macroporosidade, a microporosidade e a densidade do solo, foram realizadas a partir das curvas de retenção, obtidas em câmaras de pressão (EMBRAPA,1997)

Foi determinada a curva característica, para cada camada de solo, com a aplicação de pressões entre 0,1 bar (Capacidade de Campo) e 15 bar (Ponto de Murchamento) no aparelho de Richards. Foram levantadas curvas características do solo para as camadas de 0 a 0,05m; de 0,05 a 0, 10m; e de 0,15 a 0,20 m (VIEIRA, 2005).

A partir dos levantamentos de dados foram estabelecidos os parâmetros de irrigação como as laminas de aplicação em função do desenvolvimento radicular das raízes.

Iniciou-se a irrigação em todas as parcelas com água de açude, com auxílio de um trator, até o estabelecimento do sistema de irrigação. Considerou-se para a irrigação com esgoto a presença de efluente de lagoa anaeróbia com elevada carga de sólidos suspensos, os quais poderiam causar entupimento no sistema. Optou-se, então, pela instalação de materiais à base de PEAD, PVC e outros materiais não metálicos.

Outro ponto considerado no projeto foi a irrigação em sub-copa e o espaçamento da cultura. Entre os aspectos relevantes para a escolha do método de irrigação foi considerada a qualidade do efluente de lagoa anaeróbia, que não deveria receber filtração acentuada, pois provocaria aumento nos custos do sistema, remoção de matéria orgânica, a qual é interessante para o solo agrícola, bem como o aumento da mão de obra operacional para limpeza dos filtros. Considerou-se que a irrigação ou o sistema deveria evitar a formação de aerossóis, o que pode ser conseguido com baixa pressão e combinação com microaspersores ou aspersores.

Foi desenvolvido o projeto de irrigação para a pesquisa e dado início à construção das instalações como a casa de bomba e a base dos depósitos para armazenamento de efluente e água limpa. Localizou-se a casa de vegetação na posição em que se permitia o abastecimento dos depósitos de água limpa de açude e efluente da lagoa anaeróbia, por gravidade.

Para a água limpa foram instalados dois depósitos de 3.000L cada um, ligados entre si. Para o armazenamento de efluente foram instalados três depósitos de 2.000L cada, interligados. Foi construída uma rede de tubos de PEAD de 2 mm para captação de água limpa, proveniente do açude existente na área do Colégio Agrícola. Na seqüência foram instaladas as tubulações em PEAD para a transferência de efluentes da lagoa anaeróbia até os três depósitos de 2.000L. Os depósitos foram acoplados às bombas multifases, com redes independentes de água-esgoto. O sistema foi inicialmente projetado para uma pressão na rede de irrigação de 60 mca.

Foi instalado um filtro tipo Y antes da bomba de efluentes. Além deste filtro, foi instalado um filtro depois da conexão do depósito intermediário, com tela malha 2,0 X 2,0 mm (tipo tela mosqueteiro).

Inicialmente foi proposto a microaspersão com objetivo de irrigar com a menor formação de aerossol. Foi implantado um sistema de irrigação com microaspersores Metafim, tipo Gyronet, com vazão de 120 L/h. Foram selecionados os microaspersores de maior vazão existente no mercado. Além da maior vazão, com o maior diâmetro interno.

Entretanto alguns problemas passaram a ocorrer como freqüentes entupimentos com a água limpa do açude. Por isso, substituiu-se o sistema por

aspersores tipo sub-copa de baixa pressão e de diâmetro interno acentuado, do fabricante Fabrimar, aspersor pingo setorial 470 L/h. A Figura 4.2 mostra o sistema de irrigação operando no tratamento 1.



Figura 4.2. Vista do tratamento 1 sendo irrigado com água do açude na Escola Técnica Agrícola, Franca-SP.

4.3 Coletores de Drenagem Livre

Foram instalados em cada parcela da pesquisa três coletores de drenagem livre, nas profundidades 0,30 m; 0,60 m e 0,90 m., conforme modelo desenvolvido por Stefanutti *et al.* (2000). Os coletores permitiram avaliar o pós-tratamento dos efluentes, a redução na toxicidade do efluente no perfil do solo e monitorar a lixiviação de nitrato para o lençol. Na água percolada retirada dos coletores também foram realizados testes de toxicidade aguda com o microscrustáceo *Daphnia similis* e com a bactéria *Vibrio fischeri*. A Figura 4.3 mostra o modelo de coletor de drenagem livre e a Figura 4.4 ilustra a montagem do coletor.



Figura 4.3. Modelo de coletor de drenagem livre utilizado no experimento.

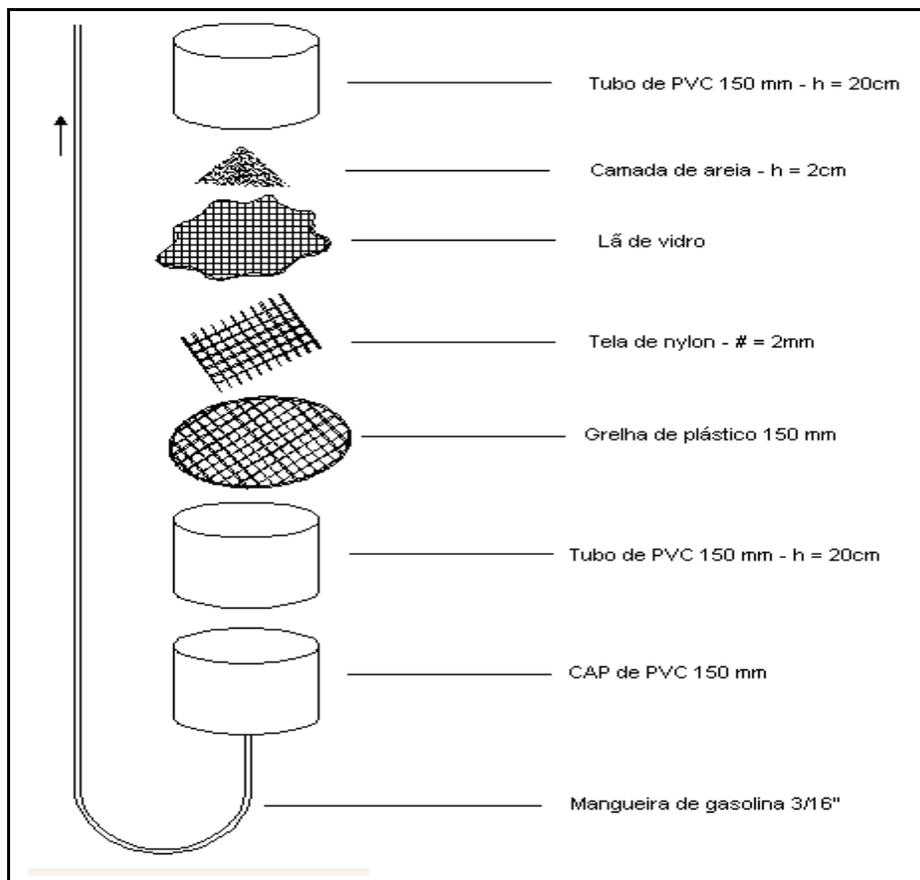


Figura 4.4. Esquema da montagem dos coletores (Fonte: adaptado de STEFANUTTI, 2000).

4.4 Tensiômetros

Foram instalados tensiômetros em 04 tratamentos e em duas repetições alternadas de cada um dos tratamentos, nas profundidades de 0,30m; 0,60m e 0,90m. Os tensiômetros auxiliaram na determinação do manejo correto da irrigação. Após as irrigações, foram coletadas amostras de solo nas profundidades das pontas porosas dos tensiômetros e levadas para secagem em estufa à 100°C, até peso constante. Os valores da umidade foram correlacionados com os valores das leituras dos tensiômetros. Com a posse destes dados foram tomadas as decisões sobre o manejo da irrigação. A Figura 4.5 mostra o modelo de tensiômetro utilizado no experimento.



Figura 4.5. Modelo de tensiômetro utilizado no experimento.

4.5 Poços de Monitoramento

Foram instalados poços de monitoramento do lençol freático conforme a Norma CETESB NBR 6410 e monitorados de acordo com a Norma CETESB (1988). A instalação foi realizada durante o mês de setembro de 2007, época em que o lençol

deveria atingir o menor nível de água. Todos os poços foram instalados a jusante das linhas de fluxo da água do lençol. A montante da área de plantio do eucalipto foram perfurados diversos poços, entretanto, devido ao solo ser franco-arenoso, ocorria o seu desmoronamento, apresentando uma situação de grande dificuldade e impedindo a sua instalação.

Optou-se por monitorar com apenas os oito pontos instalados a jusante das linhas de fluxo do lençol, pois a confecção com outro sistema de perfuração como sistema de injeção de água poderia trazer a contaminação do lençol e levar a conclusões futuras não muito seguras a respeito do comportamento da água subterrânea.

Nas amostras foram determinados pH, COT, nitrato, coliformes, metais pesados (Cd, Zn, Pb, Cr, Cu e Ni), Na⁺, K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, RAS, carbonatos, fluoretos, sulfatos, e cloretos. Foram coletadas amostras aos 06, 12 e 18 meses após a implantação da pesquisa. Todas as coletas de lixiviados e água subterrânea coletadas foram efetuadas de acordo com critérios da CETESB (Manual de áreas contaminadas, 2005), e as análises foram efetuadas de acordo com Eaton *et al.* (2005). A vista dos poços de monitoramento pode ser observada na Figura 4.6.



Figura 4.6. Vista dos poços de monitoramento na Escola Técnica Agrícola, Franca-SP.

4.6. Caracterização do Efluente da Lagoa Anaeróbia

A caracterização do afluente e do efluente da ETE City Petrópolis, lagoa anaeróbia, além da água limpa do açude foi realizada antes da aplicação dos mesmos na área do eucalipto.

Periodicamente era efetuada a coleta somente do efluente dos tanques e realizadas análises quanto aos teores totais de NPK, metais pesados, assim como análises microbiológicas (coliformes totais e fecais).

As análises foram realizadas nos Laboratórios de Saneamento e no LABREUSO, ambos da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC) da UNICAMP e no laboratório de Controle de Qualidade da SABESP- regional Franca.

4.7 Análises Químicas de Solo

Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0,0 a 0,20 m, antes do início das atividades. Após 12 meses de irrigação, foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0,00 a 0,20 m e 0,20 m a 0,40 m. Foram determinados os parâmetros de fertilidade segundo Raij & Quaggio (1983). Para a determinação dos teores totais dos metais, procedeu-se a abertura das amostras em forno de microondas, com digestão em ácido nítrico e ácido fluorídrico, segundo o método 3051 da US-EPA, descritos em ANDRADE *et al.* (2006). Este método consiste em digerir 0,500 g de amostra seca e moída a 65 C (menor do que 2 mm para homogeneizar) com 10 mL de ácido nítrico em forno microondas para laboratório.

4.8 Teste de Toxicidade Aguda em *Daphnia similis* com Afluente e Efluente da Lagoa Anaeróbia, Água do Açude, Percolados e Água do Lençol Freático

As análises foram realizadas no laboratório de Ecotoxicologia Aquática e Limnologia (LEAL) do Centro Superior de Educação Tecnológica – CESET/UNICAMP em Limeira. Desde setembro de 2008, as análises passaram a ser realizadas no Laboratório de saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI)/UNICAMP.

Para a realização do ensaio foram coletados em frascos de polipropileno cerca de 500 mL de cada um dos efluentes, mantidos sob refrigeração a cerca de 4°C, por no máximo 36 horas, até o dia da realização do ensaio.

Esse método de análise permite determinar a concentração efetiva das amostras que causa imobilidade a 50% dos organismos jovens (CE 50) de até 24 horas de idade do microcrustáceo *Daphnia similis*, expostos por um período de 48 horas. As condições do teste são baseadas no método de ensaio estabelecido pela norma técnica L5.018 da CETESB (1994).

O método consiste em um teste preliminar, no qual se estabelece o intervalo das concentrações dos efluentes cuja menor concentração cause imobilidade a 100%

dos organismos, e a concentração mais elevada na qual não se observa a imobilidade dos mesmos.

Após essa fase, são utilizados os intervalos de concentrações obtidas no teste preliminar, preparando-se uma série de concentrações, que no caso são de 100%, 75%, 50% e 25%. Para cada concentração e controle são adicionados um total de 20 neonatos de *Daphnia similis*, distribuídos em número de cinco em cada uma das quatro réplicas. Após a observação e o registro dos organismos imóveis nas réplicas de cada concentração, são realizadas as leituras do pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade e dureza de cada concentração. A análise estatística para a determinação da CE50 (%) é realizada pelo programa estatístico Trimmed Spearman Karber. A foto do microcrustáceo *Daphnia similis* pode ser vista na Figura 4.7.



Figura 4.7. Microcrustáceo *Daphnia similis* (Fonte: IPEN/USP, 2008)

4.9 Teste de Toxicidade Aguda em *Vibrio fischeri* com Efluente da Lagoa Anaeróbia, Água do Açude, Percolados, Água do Lençol Freático e Solo

As amostras de efluente de lagoa anaeróbia, água do açude, percolados dos coletores de drenagem livre e água do lençol freático foram analisadas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI)/UNICAMP.

Para a realização do ensaio as essas amostras foram coletadas em frascos de polipropileno e mantidos sob refrigeração a cerca de 4°C, por no máximo 36 horas, até o dia da realização do ensaio. As bactérias liofilizadas utilizadas no teste permaneceram armazenadas em um freezer na temperatura de -25 ° C, sendo retiradas somente para a realização do ensaio.

As análises foram realizadas segundo a norma L5.227 da CETESB (2001). Primeiramente, foi necessário hidratar as bactérias para posterior análise das amostras, as quais foram diluídas a 81,9%; 40,95%; 20,47% e 10,24%. A leitura foi realizada pelo analisador de toxicidade Microtox®, que consiste em um fotômetro e controlador de temperatura (entre 15 ou 27 °C), o qual mantém a temperatura adequada dos reagentes e das amostras para análise apropriada nos ensaios. O sistema é autocalibrado para registrar a luminescência vinda das bactérias, antes e após serem misturadas a amostra nas diferentes diluições, fornecendo resultados em 15 minutos. Os dados de cada ensaio são, então, posteriormente, analisados e comparados com auxílio do software Microtox Omni®, sendo expressos em CE 50 (concentração que causa inibição ou diminuição da fluorescência da bactéria em 50%).

Quanto às amostras de solo, utilizou-se uma adaptação da metodologia desenvolvida por Matthews & Hastings (1987), a qual primeiramente solubiliza-se a amostra de solo em proporção de 1:4 (solo:água destilada) em um agitador magnético por 30 minutos. Em seguida, as amostras foram deixadas durante uma noite para decantar, sendo aproveitado somente a fase líquida para centrifugação por 20 minutos em 4 rpm. Posteriormente, a amostra solubilizada foi filtrada em uma bomba à vácuo, a fim eliminar ao máximo partículas de solo não dissolvidas. Finalmente, as amostra foram diluídas nas mesmas concentrações das amostras líquidas (efluente de lagoa

anaeróbia, água do açude, percolados dos coletores de drenagem livre e água do lençol freático), sendo a leitura da luminescência realizada após 15 minutos do contato das amostras com as bactérias. A Figura 4.8 ilustra o analisador de toxicidade utilizado na pesquisa.



Figura 4.8. Analisador de toxicidade Microtox®.

4.10 Parâmetros Dendrométricos

Em cada uma das 4 réplicas dos 8 tratamentos foram medidos os parâmetros dendrométricos altura das plantas e diâmetro a altura do peito (DAP) das mudas de eucalipto. Devido ao pequeno porte das plantas, no momento da primeira avaliação, optou-se por levantar o DAP à 0,05 m do solo, realizando essa medida com um paquímetro. Com esses dados, efetuou-se uma comparação entre o crescimento das plantas nos diferentes tratamentos através do tempo.

5.0 RESULTADOS

5.1 Resultados das Análises Químicas do Afluente e do Efluente da Lagoa Anaeróbia e da Água do Açude

Na Tabela 5.1 encontram-se os resultados referentes a alguns metais potencialmente tóxicos que poderiam estar presentes no esgoto afluente à lagoa de tratamento anaeróbio, os quais causam toxicidade em plantas ou contaminam o solo e o lençol freático, quando em excesso. Observa-se que, os metais, em sua maioria, encontram-se abaixo do limite de detecção, ou seja, se presentes, estão em quantidades muito pequenas, o que faz com que esse esgoto sanitário seja apropriado para o reúso agrícola. Os únicos elementos presentes dentre os pesquisados são o sódio e o cloreto, os quais podem causar salinização do solo, se dispostos em grandes quantidades, e o nitrogênio amoniacal e o fósforo que são importantes nutrientes para as plantas.

Já a condutividade é medida principalmente pela presença dos íons de cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para o reconhecimento de ambientes impactados por esgoto sanitário. Segundo CETESB (2007) a condutividade elétrica representa uma medida indireta da concentração de poluentes, sendo críticos níveis superiores a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$. O efluente utilizado na irrigação (Tabela 5.2) apresenta condutividade elevada (1094 ± 68). Logo, é necessário monitorar o solo, a fim de se evitar uma salinização que dificulte o crescimento das mudas de eucalipto e uma possível contaminação do lençol freático.

Em relação à condutividade, percebe-se também, ao se comparar a Tabela 5.1 com a Tabela 5.2, que o valor do afluente (1057 ± 74) é levemente menor do que o encontrado no efluente (1094 ± 68). Tal fato deve-se a decomposição de moléculas complexas em moléculas mais simples, como ácidos graxos e nitrogênio amoniacal, as quais ajudam a aumentar o valor da condutividade.

Tabela 5.1. Resultados das determinações dos parâmetros físico-químicos do afluente da lagoa anaeróbia da ETE City Petrópolis, Franca SP.

Parâmetro	Unidade	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de variação (%)
Condutividade	(μS/cm)	1057	74	7,0
Fósforo	(mg/L)	14,4	0,5	3,6
Nitrogênio Amoniacal	(mg/L)	54,2	11,5	21,3
Sódio	(mg/L)	86	7	6,35
Cloretos	(mg/L)	73	13	17,5
Cromo (total)	(mg/L)	< 0,050 (limite de quantificação)		
Cádmio	(mg/L)	< 0,010 (limite de quantificação)		
Chumbo	(mg/L)	< 0,100 (limite de quantificação)		
Cobre	(mg/L)	< 0,100 (limite de quantificação)		
Zinco	(mg/L)	< 0,100 (limite de quantificação)		
Mercúrio	(mg/L)	< 0,005 (limite de quantificação)		
Arsênio	(mg/L)	< 0,010 (limite de quantificação)		
Bário	(mg/L)	< 0,500 (limite de quantificação)		

Tabela 5.2. Resultados das determinações dos parâmetros físico-químicos do efluente da lagoa anaeróbia da ETE City Petrópolis, Franca SP.

Parâmetro	Unidade	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de variação (%)
Condutividade	(μS/cm)	1094	68	6,2
Fósforo	(mg/L)	11,7	1,5	12,5
Nitrogênio Amoniacal	(mg/L)	59,9	5,8	9,7
Sódio	(mg/L)	81	4	4,5
Cloretos	(mg/L)	91	5	5,2

Já a tabela 5.3 demonstra que, em relação aos parâmetros químicos pesquisados, a água do açude apresenta uma boa qualidade para utilização na irrigação dos tratamentos T1 e T2. Todos os possíveis metais tóxicos, os quais poderiam causar algum tipo de toxicidade nos organismos testes *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*, encontram-se abaixo do limite de quantificação, logo em quantidades muito pequenas para causar uma possível toxicidade. Outros parâmetros importantes sob o aspecto agrônômico, como a condutividade, concentração de cloreto e sódio (responsáveis pelo aumento da salinidade do solo durante a irrigação), fósforo, nitrogênio amoniacal e nitrato (nutrientes importantes para as plantas) também encontram-se em baixas concentrações, o que, provavelmente, não tornará a água imprópria para a irrigação em relação a contaminações da planta, do solo e do lençol freático, considerando uma irrigação contínua e de longo prazo, como é o caso da proposta da irrigação na cultura do eucalipto.

Tabela 5.3. Resultados analíticos dos parâmetros físico-químicos da água do açude utilizada para irrigação.

Parâmetro	Unidade	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de variação (%)
Condutividade	(μS/cm)	18,00	2,09	11,63
Fósforo	(mg/L)	< 0,05 (limite de quantificação)		
Nitrogênio Amoniacal	(mg/L)	0,04	0,01	11,76
Sódio	(mg/L)	1,14	0,07	6,35
Nitrato	(mg/L)	3,35	0,35	10,55
Cloretos	(mg/L)	< 2 (limite de quantificação)		
Cromo (total)	(mg/L)	< 0,050 (limite de quantificação)		
Cádmio	(mg/L)	< 0,010 (limite de quantificação)		
Chumbo	(mg/L)	< 0,100 (limite de quantificação)		
Cobre	(mg/L)	< 0,100 (limite de quantificação)		
Zinco	(mg/L)	< 0,100 (limite de quantificação)		
Mercúrio	(mg/L)	< 0,005 (limite de quantificação)		
Arsênio	(mg/L)	< 0,010 (limite de quantificação)		
Bário	(mg/L)	< 0,500 (limite de quantificação)		
Boro	(mg/L)	< 0,808 (limite de quantificação)		

5.2 Resultados das Análises Químicas no Solo

A Tabela 5.4 apresenta os valores determinados em laboratório de algumas substâncias químicas passíveis de causar toxicidade nos organismo testes. Estes valores referem-se ao solo antes de receber as irrigações com efluente. Verifica-se que para os metais chumbo (Pb) e Zinco (Zn) a concentração está elevada, que pode ser devido a alguma contaminação no local em decorrência de atividades anteriores à instalação da pesquisa.

Tabela 5.4. Resultados das análises químicas de solo proveniente da cultura de eucalipto, nas profundidades 0-0,20 m; 0,20-0,40 m; 0,40-0,60 m; 0,60-0,80 m e 0,80-1,00 m. Resultados coletados em novembro de 2007 na Escola Técnica Agrícola, Franca – SP.

Parâmetro	Unidade	Profundidade(m)				
		0-0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8	0,8-1,00
MO	g dm ³⁻	25	22	16	14	13
pH		5,7	5,5	5,5	5,6	5,8
P	mg dm ³⁻	20	8	3	1	1
K	mmol _c dm ³⁻	0,9	1,3	0,9	0,4	0,4
Ca	mmol _c dm ³⁻	21	17	9	6	6
Mg	mmol _c dm ³⁻	7	6	3	2	2
H + Al	mmol _c dm ³⁻	16	18	16	15	13
B	mg dm ³⁻	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
Cu	mg dm ³⁻	2,1	3	1	0,5	0,4
Fe	mg dm ³⁻	17	16	12	7	5
Mn	mg dm ³⁻	1,8	1,2	0,3	0,2	0,2
Zn	mg dm ³⁻	13,1	10,2	4,4	1,7	1,2
Cd	mg dm ³⁻	0,04	0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Cr	mg dm ³⁻	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ni	mg dm ³⁻	0,06	0,04	0,02	0,01	<0,01
Pb	mg dm ³⁻	2,77	2,22	0,76	0,36	0,3

Pode-se observar também na tabela 5.4 que o pH do solo varia entre 5,5 e 5,8 nas diferentes profundidades. Maior retenção de zinco tem sido observada em solos

com pH elevado. Forbes *et al.* (1976) verificaram que a valores de pH iguais a 5,9 apenas 11% do zinco adicionado era adsorvido, contra 61% quando o pH era elevado a 7,2. Logo, espera-se que o zinco seja lixiviado junto com a água percolada, por estar fracamente ligado ao solo.

Kalbasi & Racz, em 1978, observaram em seus estudos que os teores de zinco no solo estavam significativamente correlacionados com os teores de ferro e alumínio. A constatação de que o óxido de ferro é importante na adsorção de zinco encontra apoio na observação de Okasaki *et al.* (1986). Assim, parte do zinco fica adsorvido ao solo devido a sua ligação com o ferro e o alumínio.

Em relação ao chumbo, espera-se que este se acumule geralmente na camada superficial em vista de sua baixa mobilidade no perfil (PARKER *et al.*, 1978, e MILLER & MCFEE, 1983). Tal fato é observado nos valores encontrados na tabela, cujas maiores concentrações de chumbo encontram-se no perfil entre 0 m e 0,4 m. Essa distribuição se deve a sua baixa solubilidade e forte adsorção ao solo (CHANEY, 1991).

O comportamento do chumbo no solo, assim como o zinco, também depende do pH, da granulometria, do tipo de argilomineral e/ou óxiidróxidos de Fe, Al e Mn e do teor de matéria orgânica (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001). Pierangeli *et al.* (2001) concluíram que o aumento do pH promoveu maior retenção de chumbo pelos solos. Dessa maneira, espera-se que o chumbo, assim como o zinco, seja lixiviado pela água percolada devido ao baixo pH do solo, mas também a existência de ferro e alumínio pode ajudar na adsorção do chumbo.

5.3 Resultados das Análises Químicas na Água Percolada

Dado que a maior carga de nitrogênio foi oferecida ao tratamento 7 durante a irrigação, é importante monitorar principalmente esse tratamento quanto a presença de nitrato nos coletores de drenagem livre, os quais captam a água percolada, que posteriormente poderá lixiviar para o lençol freático, contaminando o mesmo.

Logo, ao observar a figura 5.1, percebe-se que o tratamento cuja concentração de nitrato é a mais elevada é o T7 (0,3 m; 0,6 m e 0,9 m), pois a inserção de nitrogênio

pela irrigação leva à formação de nitrato no solo por meio da nitrificação e, conseqüentemente, infiltração desse elemento para os poços coletores. Apesar da concentração de nitrato não estar tão elevada quanto no T7, observa-se que o T5 (0,3 m e 0,6 m) também apresenta nitrato em concentrações um pouco acima da encontrada na água e no efluente. Esses resultados demonstram que é necessário um constante monitoramento da água percolada quando se oferece à planta maior quantidade de efluente do que a necessidade hídrica.

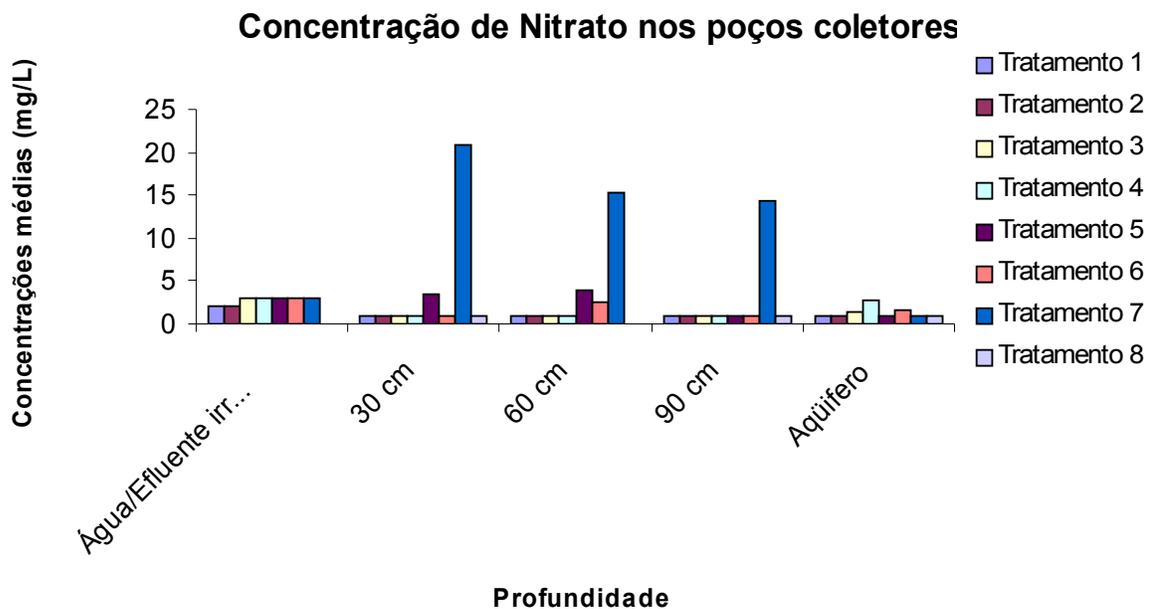


Figura 5.1. Concentração de Nitrato nos poços coletores do plantio de eucalipto na Escola Técnica Agrícola em Franca – SP. Resultados coletados em junho de 2008.

Em relação ao chumbo, observa-se na figura 5.2 que os valores encontrados nos tratamentos T2 (0,3 m), T3 (0,3 m e 0,9 m), T4 (0,9m) e T7 (0,90 m) estão elevados. Porém a ausência desse elemento na água/efluente de irrigação (vide tabela 1 e 3) sugere que o chumbo está presente no solo (vide tabela 4) e vai sendo arrastado à medida que está sendo aplicada a água de irrigação. Os parâmetros de referência em relação à água limpa é de <0,001 e de <0,1 para o efluente.

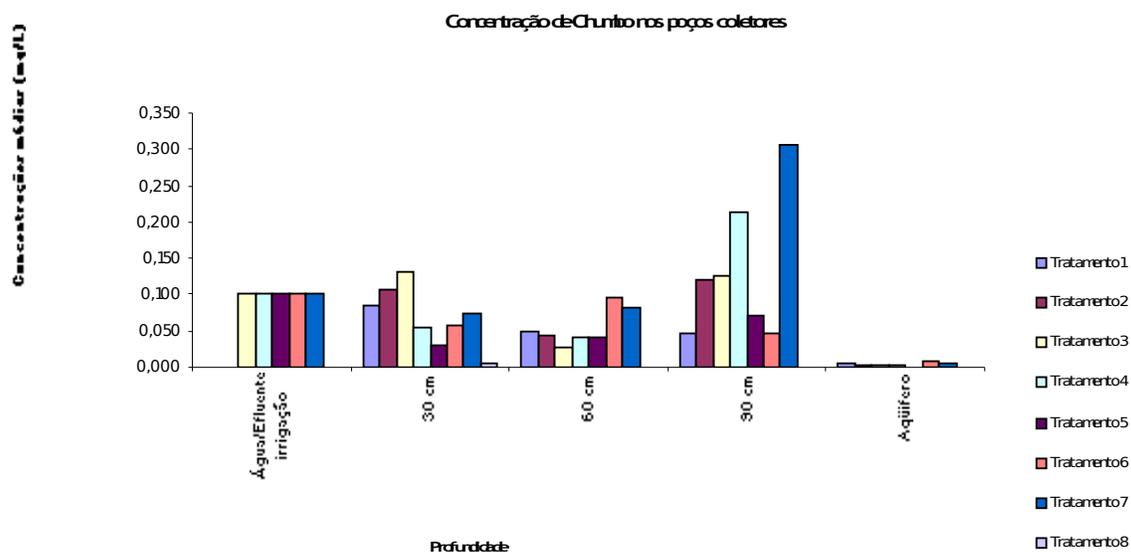


Figura 5.2. Concentração de Chumbo nos poços coletores do plantio de eucalipto na Escola Técnica Agrícola em Franca – SP. Resultados coletados em junho de 2008.

Com relação ao Zinco, observa-se na figura 5.3 que os tratamentos que estão com concentrações desse elemento acima do encontrado na água e no efluente de irrigação são: T2 (0,3 m; 0,6 m e 0,9 m), T4 (0,9 m) e o T7 (0,9 m). Como essa quantidade do elemento não estava presente na água/efluente usado para irrigação (vide tabelas 1 e 3), é possível que a contaminação esteja presente no solo, como indica a tabela 4. Dado que o pH está levemente ácido, o que não colabora com a adsorção desse elemento na matriz do solo, é esperado que o elemento zinco percole, vindo a aparecer na água coletada nos coletores de drenagem livre.

Concentração de Zinco nos poços coletores

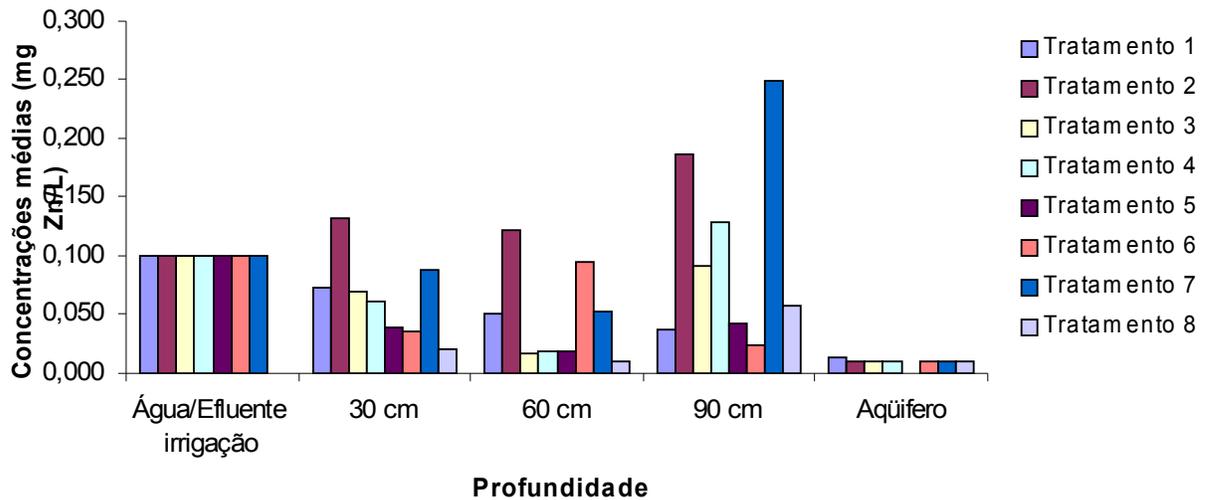


Figura 5.3. Concentração de Zinco nos poços coletores do plantio de eucalipto na Escola Técnica Agrícola em Franca – SP. Resultados coletados em junho de 2008.

5.4 Resultados das Análises de Toxicidade Aguda no Solo Utilizando *Vibrio fischeri*

A tabela 5.5 demonstra que, com exceção dos tratamentos 3 (irrigação com 1/3 da necessidade hídrica em efluente + NPK + B + Zn) e 6 (irrigação com efluente sem adubação) todos os outros tratamentos apresentam toxicidade aguda no solo quando utilizado o microrganismo *Vibrio fischeri* como organismo teste. Contudo, observa-se também que a toxicidade difere bastante em valores entre os tratamentos e repetições, demonstrando que a contaminação no solo, quando observado os tratamentos, não apresenta uma uniformidade aparente. O menor valor encontrado (2,42), que representa uma maior toxicidade, foi o tratamento T1, cuja irrigação com água limpa e ausência de adubação corroboram com a tese de que o solo poderia estar contaminado antes da instalação da pesquisa.

A única parcela que apresentou mais de uma repetição com toxicidade aguda foi a T8 (sem irrigação e adubação). Contudo, os maiores valores de CE 50 (%) (logo, menor toxicidade), quando presentes, também encontram-se nessa parcela.

Percebe-se também, que não se pode correlacionar a adubação com a toxicidade, visto que, dentre as parcelas que apresentaram toxicidade, existe contaminação tanto em parcelas que foram adubadas (T2, T4, T5 e T7), quanto naquelas que também não foram adubadas (T1 e T8). Logo, a contaminação no solo deve ser anterior ao plantio das mudas de eucalipto.

Tabela 5.5. Valor de CE 50 (%) na análise de toxicidade aguda em *Vibrio fischeri* em cada tratamento e respectivas repetições. Resultados analisados entre junho e julho de 2009.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
R1	2,42	NT	NT	20,12	NT	NT	NT	NT
R2	NT	16,82	NT	NT	14,21	NT	NT	53,56
R3	NT	15,52	NT	NT	NT	NT	9,63	33,50
R4	NT	NT	NT	NT	NT	NT	NT	NT

NT = Não tóxico

5.5 Toxicidade na Água do Açude, do Afluente e do Efluente da Lagoa Anaeróbia

A água do açude, como esperado, não apresentou toxicidade aguda em nenhum dos 7 ensaios com *Daphnia similis* e em nenhum dos 2 ensaios com *Vibrio fischeri* (tabela 5.6). Tal fato demonstra que essa água pode ser utilizada com segurança na irrigação do plantio de eucalipto, em relação à ecotoxicidade, e que,

qualquer toxicidade passível de ser encontrada na água percolada dos tratamentos T1 e T2 não será, provavelmente, proveniente da água do açude.

Tabela 5.6. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água do açude em ensaios realizados entre janeiro de 2008 e julho de 2009.

Jan/2008 (Ds)	NT
Jan/08 (Ds)	NT
Mai/08 (Ds)	NT
Out/08 (Ds)	NT
Nov/08 (Ds)	NT
Jun/09 (Ds)	NT
Jul/09 (Ds)	NT
Jun/09 (Vf)	NT
Jul/09 (Vf)	NT

Ds = *Daphnia similis* Vf = *Vibrio fischeri* NT = Não tóxico

Na tabela 5.7 encontram-se os valores de CE 50 (%) para os 13 ensaios em *Daphnia similis* com o afluente, 15 ensaios em *Daphnia similis* com o efluente e 1 ensaio com *Vibrio fischeri* com o efluente.

Observa-se que nos 12 ensaios em *Daphnia similis* nos quais foram analisados concomitantemente tanto o afluente quanto o efluente, em 11 a toxicidade encontrada foi maior no afluente (menor CE 50 quando comparado ao efluente), o que demonstra

que a lagoa anaeróbia está sendo eficiente em diminuir a toxicidade proveniente do esgoto doméstico.

Somente no ensaio de outubro de 2007 a toxicidade do efluente foi maior do que do afluente. Uma possível explicação para tal fato é que, algumas substâncias, quando sofrem transformação em outras substâncias durante o tratamento de esgotos, podem vir a serem mais tóxicas do que o componente original.

A variação decorrente dos valores de CE 50 (%), tanto no afluente ($56,98 \pm 20,30$) quanto no efluente ($68,91 \pm 20,54$), é devido a intermitência dos despejos no esgoto doméstico, no qual ora substâncias mais tóxicas estão presentes ou até mesmo as substâncias presentes podem não causar toxicidade aguda, como nos ensaios com afluente de junho e novembro de 2008.

Observa-se também que o tratamento anaeróbio foi capaz de atenuar a toxicidade aguda em *Daphnia similis* até a não toxicidade nos organismos testes em 5 dos 10 ensaios nos quais, a toxicidade antes presente, não aparece no efluente.

Em relação ao ensaio em *Vibrio fischeri*, recomenda-se a realização de outros ensaios a fim de se avaliar melhor tanto o efeito no afluente, quanto no efluente. Contudo, no único ensaio realizado no efluente, observa-se que o valor da CE 50 (%) é menor do que qualquer valor de CE 50 (%) encontrado no efluente em ensaios com *Daphnia similis*. Tal fato pode ser devido a uma grande concentração de substâncias tóxicas na amostra utilizada no ensaio ou mesmo uma maior sensibilidade da bactéria *Vibrio fischeri* em relação às substâncias presentes no efluente, o que levou a um menor valor de CE 50 (%).

Tabela 5.7. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* no afluente e efluente da lagoa anaeróbia em ensaios realizados entre junho de 2007 e novembro de 2008.

	AFLUENTE	EFLUENTE
Jun/07 (Ds)	54,76	61,26
Jul/07 (Ds)	24,48	81,58
Ago/07 (Ds)	37,35	NT
Ago/07 (Ds)	58,21	
Set/07 (Ds)	51,38	89,77
Set/07 (Ds)	35,35	74,64
Out/07 (Ds)	80,60	37,29
Jan/08 (Ds)	90,23	NT
Jan/08 (Ds)	79,26	NT
Abr/08 (Ds)		NT
Mai/08 (Ds)		NT
Jun/08 (Ds)	60,27	NT
Jun/08 (Ds)	NT	NT
Jul/08 (Ds)		NT
Out/08 (Ds)	54,86	NT
Nov/08 (Ds)	NT	NT
MÉDIA (Ds)	56,98	68,91
DESVIO PADRÃO (Ds)	20,30	20,54
Jun /09 (Vf)		25,09

Ds = *Daphnia similis*

Vf = *Vibrio fischeri*

NT = Não tóxico

Dado que os parâmetros físico-químicos pH, condutividade, oxigênio dissolvido (OD) e dureza são de elevada importância para definição das condições ambientais nas quais os neonatos de *Daphnia similis* se encontram durante o ensaio deve-se, após cada ensaio, avaliar esses parâmetros (tabela 5.8). Tais organismos possuem sobrevivência ótima em pH entre 7,2 e 7,6, condutividade de 72 a 212 $\mu\text{S}/\text{cm}$, OD entre 5 e 7 mg/L e dureza (concentração de cátions como cálcio e magnésio) entre 40 a 48 mg/L CaCO_3 (Domingues & Bertoletti, 2006). Contudo, não significa que valores menores ou maiores do que os expostos acima sejam de todo letais para a sobrevivência desses microcrustáceos.

Nos ensaios experimentais no laboratório, neonatos de *Daphnia similis* toleraram bem o pH até o valor 9. Esses organismos também suportaram condutividade acima de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ e dureza acima de 100 mg/L de CaCO_3 . Logo, dado que se poderia firmar que os fatores responsáveis pela possível mortalidade dos neonatos, tanto no afluente quanto no efluente, poderiam ser devidos ao pH, à condutividade e à dureza, e os valores encontrados tanto no afluente quanto no efluente encontram-se na tabela 8, dificilmente esses parâmetros seriam os responsáveis pela toxicidade aguda provocada nos organismos testes.

Já o OD é considerado o parâmetro mais crítico para a sobrevivência desses organismos, pois valores menores do que 1,5 mg/L são considerados nocivos às *Daphnias*. Tendo alguns amostras de afluente atingido valores de oxigênio dissolvido menores do que esse valor, não se pode inferir se a ocorrência de toxicidade aguda foi devida a presença de compostos tóxicos ou simplesmente devido a menor concentração de oxigênio, que impossibilitou a sobrevivência dos organismos testes.

Tabela 5.8. Média de parâmetros físico-químicos do afluente e do efluente da lagoa anaeróbia em medições realizadas entre junho de 2007 e novembro de 2008.

Média e Desvio Padrão				
	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	pH	OD (mg/L)	Dureza (mg/L CaCO_3)
AF	1057 ± 74	$7,7 \pm 0,5$	$1,75 \pm 0,35$	$79,5 \pm 5,2$
EF	1094 ± 68	$8,2 \pm 0,7$	$3,15 \pm 1,2$	$91,3 \pm 8,5$

AF = Afluente EF = Efluente OD = Oxigênio Dissolvido

Pode-se observar também que o oxigênio dissolvido foi maior no efluente do que no afluente. Tal fato pode explicar uma maior toxicidade aguda no esgoto bruto, já que, segundo Lloyd (1961), baixas concentrações de oxigênio dissolvido podem aumentar a toxicidade de algumas substâncias como zinco, fenóis, cobre, e chumbo.

Já a dureza encontrada tanto no afluente como no efluente é considerada moderada (Lewis, 1994). Tal fato corrobora a tese de que a dureza pode afetar a toxicidade causada pelos metais, já que eles são menos tóxicos em águas mais duras (Rattner & Heat, 1995).

5.6 Tratamento 1: Irrigação com Água Limpa sem Adubação

Ao analisar a tabela 5.9, percebe-se que em relação ao ensaio em *Daphnia similis*, não houve, em qualquer profundidade analisada, nenhum ensaio que tenha apresentado toxicidade aguda. Em relação ao organismo *Vibrio fischeri*, somente um ensaio produziu toxicidade aguda nas 3 profundidades analisadas.

Contudo, ao se observar o ensaio realizado com as mesmas amostras das 3 profundidades, em julho de 2009, tanto em *Daphnia similis* quanto em *Vibrio fischeri*, percebe-se que somente o ensaio com a bactéria apresentou toxicidade. Logo, como resultado, tem-se que as substâncias presentes na água percolada são mais tóxicas para esse organismo do que para o microcrustáceo.

Ressalta-se, também, que todas os ensaios realizados com *Vibrio fischeri* eram provenientes da repetição 1. Como essa repetição foi a única desse tratamento que apresentou toxicidade aguda no solo, provavelmente ela foi causada por contaminações provenientes do solo e não da água do açude, que, como constatado anteriormente, não apresentava, em suas análises químicas nenhuma substância tóxica e nem toxicidade aguda quando avaliada em ensaios ecotoxicológicos.

Tabela 5.9. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada do tratamento 1. Resultados coletados entre maio de 2008 e julho de 2009.

	T1 (0,30 m)	T1 (0,60 m)	T1 (0,90 m)
Mai/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)	NT	NT	
Jul/08 (Ds)			NT
Out/08 (Ds)	NT		
Nov/08 (Ds)		NT	
Abr/09 (Ds)	NT		NT
Abr/09 (Ds)	NT		
Jun/09 (Ds)	NT		
Jun/09 (Ds)	NT		
Jul/09 (Ds)	NT	NT	NT
Jul/09 (Ds)		NT	
Mai/09 (Vf)	NT		
Jun/09 (Vf)	NT		NT
Jul/09 (Vf)	NT	NT	
Jul/09 (Vf)	28,89	14,44	10,08

Ds = *Daphnia similis* Vf = *Vibrio fischeri* NT = Não tóxico

Na análise da tabela 5.10, observa-se que, as quantidades de nitrato encontradas nos coletores de drenagem livre são menores do que aquela encontrada na água de irrigação. Logo, provavelmente, esse nitrato está sendo utilizado pelas plantas, ou sofrendo transformação pelos microrganismos do solo.

Contudo, em relação ao sódio, percebe-se nesse tratamento que há percolação, pois quantidade desse elemento, assim como a condutividade aumentada produzida pelo sódio, é maior nos coletores que se encontram na profundidade de 0,9 m.

Tabela 5.10. Comparação entre a água de açude e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m; 0,6 m e 0,9 m do tratamento 1. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	Irrigação	Valores (Coletores de Drenagem)		
			0,3 m	0,6 m	0,9 m
		Água			
Condutividade Específica	$\mu\text{S/cm}$	ND	153,83	126,5	294
Nitratos	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	2,18	1	1	1
Sódio	mg Na L^{-1}	1,14	1,08	0,11	1,92

ND = Não determinado

5.7 Tratamento 2: Irrigação com Água Limpa + NPK + B + Zn

Na análise da tabela 5.11, somente 1 ensaio, cuja amostra foi coletada a 0,90 m, apresentou toxicidade aguda quando realizada em *Daphnia similis*. Essa mesma amostra, quando analisada em *Vibrio fischeri*, apresentou o mesmo efeito de toxicidade, porém em menor quantidade.

É importante observar que essa amostra foi coletada na repetição 2. Como essa repetição apresentou toxicidade aguda no solo (16,82), provavelmente a contaminação foi causada por partículas provenientes do solo e não da água do açude, que, como constatada anteriormente, não apresentava, em suas análises químicas nenhuma substância tóxica e nem toxicidade aguda quando avaliada em ensaios ecotoxicológicos.

Tabela 5.11. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada do tratamento 2. Resultados coletados entre maio de 2008 e julho de 2009.

	T2 (0,30 m)	T2 (0,60 m)	T2 (0,90 m)
Mai/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)		NT	
Jul/08 (Ds)			NT
Out/08 (Ds)	NT		
Nov/08 (Ds)		NT	
Abr/09 (Ds)		NT	
Jun/09 (Ds)	NT		
Jun/09 (Ds)	NT		
Jul/09 (Ds)	NT	NT	70,56
Jul/09 (Ds)		NT	NT
Jul/09 (Ds)			NT
Jun/09 (Vf)	NT	NT	NT
Jun/09 (Vf)	NT	NT	
Jul/09 (Vf)	NT	NT	99,58
Jul/09 (Vf)	NT		NT

Ds = *Daphnia similis*

Vf = *Vibrio fischeri*

NT = Não tóxico

Na análise da tabela 5.12, observa-se também que, as quantidades de nitrato encontradas nos coletores de drenagem livre são menores do que aquela encontrada na água de irrigação. Logo, provavelmente, esse nitrato está sendo utilizado pelas plantas, ou sofrendo transformação pelos microrganismos do solo.

Contudo, em relação ao sódio, percebe-se nesse tratamento que há percolação, pois quantidade desse elemento, assim como a condutividade aumentada produzida pelo sódio, é maior nos coletores que se encontram na profundidade de 0,9 m.

Tabela 5.12. Comparação entre a água de açude e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m; 0,6 m e 0,9 m do tratamento 2. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	Irrigação	Valores (Coletores de Drenagem)		
			0,3 m	0,6 m	0,9 m
		Água			
Condutividade Específica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	ND	190,03	183,33	449
Nitratos	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	2,18	1	1	1
Sódio	mg Na L^{-1}	1,14	0,73	0,19	9,72

ND = Não determinado

5.8 Tratamento 3: Irrigação com 1/3 de Efluente + NPK + B + Zn

Na análise da tabela 5.13, observa-se que não houve toxicidade aguda em qualquer um dos ensaios realizados em *Daphnia similis*, independente da profundidade analisada. Em relação ao organismo *Vibrio fischeri*, somente um ensaio produziu toxicidade aguda nas profundidades analisadas de 0,30 m e 0,60 m.

Dado que as amostras que apresentaram toxicidade em *Vibrio fischeri* foram as mesmas amostras que não apresentaram toxicidade aguda em *Daphnia similis*, temos como resultado que, possivelmente, as substâncias presentes na água percolada são mais tóxicas para esse organismo do que para o microcrustáceo.

Observa-se também que, dado que no tratamento 3 não se encontrou toxicidade aguda em nenhuma das repetições do solo, é provável que o efluente foi o responsável pela toxicidade aguda causada na bactéria. Contudo, a maior toxicidade foi encontrada na profundidade de 0,30 m, diminuindo na água percolada coletada a 0,60 m e ausente na profundidade de 0,90 m. Logo, possivelmente o solo foi capaz, quando da presença de substâncias tóxicas, de atenuar a toxicidade.

Tabela 5.13. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada do tratamento 3. Resultados coletados entre maio de 2008 e julho de 2009.

	T3 (0,30 m)	T3 (0,60 m)	T2 (0,90 m)
Mai/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)		NT	
Mai/09 (Ds)	NT		
Jun/09 (Ds)	NT		
Jun/09 (Ds)	NT	NT	NT
Jul/09 (Ds)		NT	
Jul/09 (Ds)		NT	
Jun/09 (Vf)	10,10	98,50	NT
Jun/09 (Vf)	NT		
Jul/09 (Vf)	NT	NT	
Jul/09 (Vf)	NT	NT	

Ds = *Daphnia similis*

Vf = *Vibrio fischeri*

NT = Não tóxico

Na análise da tabela 5.14, observa-se também que, as quantidades de nitrato encontradas nos coletores de drenagem livre são menores do que aquela encontrada no efluente utilizado na irrigação desse tratamento. Logo, provavelmente, esse nitrato está sendo utilizado pelas plantas, ou sofrendo transformação pelos microrganismos do solo.

Contudo, em relação ao sódio, percebe-se nesse tratamento que a percolação é menor do que nos tratamentos 1 e 2 (vide tabelas 10 e 12), pois a quantidade desse elemento, assim como a condutividade produzida pelo sódio, é menor na água percolada dos coletores do que no efluente. Entre as hipóteses para explicar esse fato, pode ser que o solo, nesse tratamento, não está permitindo a percolação do sódio, ou que as plantas estão absorvendo essa maior quantidade de sódio proveniente da irrigação com o efluente.

Tabela 5.14. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m; 0,6 m e 0,9 m do tratamento 3. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	Irrigação	Valores (Coletores de Drenagem)		
			0,3 m	0,6 m	0,9 m
		Efluente			
Condutividade Específica	$\mu\text{S/cm}$	1093,5	197,3	306,33	422,67
Nitratos	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	3,07	1	1	1
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	10	20,05	17,09

5.9 Tratamento 4: Irrigação com 1/2 de Efluente + NPK + B + Zn

Na análise da tabela 5.15, observa-se que, em relação ao ensaio em *Daphnia similis*, somente o ensaio realizado com a água percolada coletada em março de 2008, na profundidade de 0,30 m, apresentou toxicidade aguda. Em relação ao organismo *Vibrio fischeri*, 1 ensaio com a água percolada da profundidade de 0,60 m (coletada em junho de 2009) e 1 ensaio com a água percolada da profundidade de 0,90 m (coletada em julho de 2009) apresentaram toxicidade aguda.

Dado que, quando da realização desses 3 ensaios cujas amostras apresentaram toxicidade, na qual cada uma foi analisada sem as respectivas amostras das outras profundidades, não há como dizer se a toxicidade diminuiu ou aumentou durante o gradiente de profundidade.

No caso das amostras que apresentaram toxicidade aguda em ensaio com *Vibrio fischeri*, dado o pouco tempo de distância entre uma coleta e outra, deve-se levar em consideração dois fatores: em caso de chuva, o efluente disposto no solo pode diluir-se, o que torna o valor de CE 50 (%) maior, devido a uma menor toxicidade causada do efluente e, algumas substâncias, quando degradadas, podem formar compostos mais ou menos tóxicos. Por isso, o valor de toxicidade aguda pode ser tão amplo (amplitude de 66,33) para coletas realizadas em intervalos próximos.

Dado que, todas as amostras que apresentaram toxicidade, tanto no ensaio em *Daphnia similis* quanto no ensaio em *Vibrio fischeri*, foram coletadas na repetição 2 e, somente a repetição 1 do tratamento 4 apresentou toxicidade aguda no solo (valor de 20,12), é provável que a causa da toxicidade na água percolada seja devida ao efluente.

Tabela 5.15. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada do tratamento 4. Resultados coletados entre março de 2008 e julho de 2009.

	T4 (0,30 m)	T4 (0,60 m)	T4 (0,90 m)
Mar/08 (Ds)	84,73		
Mai/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)	NT	NT	
Abr/09 (Ds)	NT	NT	
Abr/09 (Ds)	NT		NT
Jun/09 (Ds)	NT		
Jul/09 (Ds)	NT	NT	NT
Abr/09 (Vf)	NT		
Mai/09 (Vf)	NT	NT	
Jun/09 (Vf)	NT		NT
Jun/09 (Vf)		81,53	
Jul/09 (Vf)			15,20
Jul/09 (Vf)	NT		

Ds = *Daphnia similis*

Vf = *Vibrio fischeri*

NT = Não tóxico

Na análise da tabela 5.16, observa-se também que, as quantidades de nitrato encontradas nos coletores de drenagem livre são menores do que aquela encontrada no efluente utilizado na irrigação desse tratamento. Logo, provavelmente, esse nitrato está sendo utilizado pelas plantas, ou sofrendo transformação pelos microrganismos do solo.

Contudo, em relação ao sódio, percebe-se nesse tratamento que a percolação é menor do que nos tratamentos 1 e 2 (vide tabelas 5.10 e 5.12), pois a quantidade desse elemento, assim como a condutividade produzida pelo sódio, é menor na água percolada dos coletores do que no efluente. Entre as hipóteses para explicar esse fato, pode ser que o solo, nesse tratamento, não está permitindo a percolação do sódio, ou que as plantas estão absorvendo essa maior quantidade de sódio proveniente da irrigação com o efluente.

Tabela 5.16. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m; 0,6 m e 0,9 m do tratamento 4. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	Irrigação	Valores (Coletores de Drenagem)		
			0,3 m	0,6 m	0,9 m
		Efluente			
Condutividade Específica	µS/cm	1093,5	304,8	381,67	316,5
Nitratos	mg N-NO₃⁻ L⁻¹	3,07	1	1	1
Sódio	mg Na L⁻¹	80,94	15,1	24,07	24,61

5.10 Tratamento 5: Irrigação com Efluente + NPK + B + Zn

Ao analisar a tabela 5.17, observa-se que, em relação ao ensaio em *Daphnia similis*, os ensaios realizados com a água percolada coletada em junho de 2008, na profundidade de 0,60 m, e junho de 2009, na profundidade de 0,30 m apresentaram toxicidade aguda. Em relação ao organismo *Vibrio fischeri*, 1 ensaio com a água percolada da profundidade de 0,90 m (coletada em junho de 2009) e 2 ensaios com a água percolada, um da profundidade de 0,60 m e outro da profundidade de 0,30 m (amostras coletadas em diferentes datas do mês de julho de 2009) apresentaram toxicidade aguda.

Dado que, quando da realização desses 5 ensaios cujas amostras apresentaram toxicidade, na qual cada uma foi analisada sem as respectivas amostras das outras profundidades, não há como dizer se a toxicidade diminuiu ou aumentou durante o gradiente de profundidade.

No caso das amostras que apresentaram toxicidade aguda em ensaio com *Vibrio fischeri*, dado o pouco tempo de distância entre um coleta e outra, novamente deve se levar em consideração fatores como a diluição em caso de chuva e compostos degradados formando substâncias mais ou menos tóxicas.

Deve-se notar também que, ao se utilizar efluente na irrigação a partir do tratamento 3, os ensaios passaram a apresentar cada vez mais amostras com valores de toxicidade aguda, tanto em ensaios com *Daphnia similis* quanto em *Vibrio fischeri* (vide tabelas 5.13, 5.15 e 5.17). Tal fato corrobora a hipótese de que a toxicidade tem sido causada, a partir do tratamento 3, pelo efluente, já que, quanto na presença desse, os valores de toxicidade aguda tendem a aparecer.

Contudo, deve-se atentar que, a amostra cujo valor de toxicidade aguda do tratamento 5 apresentou valor de 65,85 no ensaio em *Daphnia similis* foi retirada da repetição 2, que apresentou toxicidade aguda no solo com o valor de CE 50 de 14, 21%. Logo, uma possível contaminação com partículas do solo pode ter levado a essa toxicidade, porém não tem como dizer que o efluente também não possa ter colaborado com algum tipo de contaminação.

Tabela 5.17. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada do tratamento 5. Resultados coletados entre abril de 2008 e julho de 2009.

	T5 (0,30 m)	T5 (0,60 m)	T5 (0,90 m)
Abr/08 (Ds)	NT		
Mai/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)		36,92	
Out/08 (Ds)	NT		
Abr/09 (Ds)	NT	NT	NT
Jun/09 (Ds)	65,85		
Jul/09 (Ds)	NT	NT	NT
Jul/09 (Ds)	NT		
Abr/09 (Vf)	NT		
Mai/09 (Vf)		90,89	
Jun/09 (Vf)	NT		NT
Jun/09 (Vf)			5,74
Jul/09 (Vf)	NT	NT	
Jul/09 (Vf)	53,16		

Ds = *Daphnia similis*

Vf = *Vibrio fischeri*

NT = Não tóxico

Na análise da tabela 5.18, observa-se, diferentemente das tabelas 5.14 (tratamento 3) e 5.16 (tratamento 4), que nesse tratamento o nitrato começa a aparecer em maior quantidade nos coletores de drenagem livre do que em relação ao

efluente com o qual o tratamento foi irrigado. Logo, existe a probabilidade de que esse nitrato não está sendo absorvido pelas plantas ou sendo degradado pelos microrganismos do solo, ou esse elemento pode estar sendo fornecido acima da capacidade de absorção das plantas e/ou degradação dos organismos. .

Já em relação ao sódio, percebe-se nesse tratamento, assim como nos tratamentos 3 e 4 (vide tabelas 5.14 e 5.16), que a quantidade desse elemento, assim como a condutividade produzida pelo sódio, é menor na água percolada dos coletores do que no efluente. Novamente, entre as hipóteses para explicar esse fato, pode estar o fato de que o solo não está permitindo a percolação do sódio, ou que as plantas estão absorvendo essa maior quantidade desse elemento proveniente da irrigação com o efluente.

Tabela 5.18. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m; 0,6 m e 0,9 m do tratamento 5. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	Irrigação	Valores (Coletores de Drenagem)		
			Efluente	0,3 m	0,6 m
Condutividade Específica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1093,5	395,67	434	319
Nitratos	$\text{mg N-NO}_3\text{ L}^{-1}$	3,07	3,5	3,86	1
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	46,17	39,62	11,89

5.11 Tratamento 6: Irrigação com Efluente sem Adubação

Observa-se na tabela 5.19 que somente um ensaio apresentou toxicidade aguda na água percolada coletada do tratamento 6, sendo que esse ensaio foi realizado em *Vibrio fischeri*.

Observa-se também que a análise da toxicidade aguda no solo do tratamento 6 não apresentou toxicidade, sendo que a toxicidade encontrada na água percolada pode ser devida a presença de compostos tóxicos presentes no efluente ou devido à degradação de certas substâncias no solo que são mais tóxicas do que a substância original.

Contudo, em uma comparação com a tabela 5.17, observa-se que, a diferença entre os tratamentos T5 e T6 é fundamentalmente o fato que o T5 recebeu adubação e que o solo deste tratamento encontra-se com pontos de contaminação. Logo, não se pode descartar o fato que, tanto a adubação ocorrida no passado, quanto a contaminação do solo no tratamento 5 possam estar contribuindo também para a maior quantidade de ensaios que revelam uma toxicidade aguda presente, em comparação com o tratamento 6.

Tabela 5.19. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada do tratamento 6. Resultados coletados entre maio de 2008 e julho de 2009.

	T6 (0,30 m)	T6 (0,60 m)	T6 (0,90 m)
Mai/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)	NT	NT	
Out/08 (Ds)	NT		
Abr/09 (Ds)	NT	NT	NT
Jun/09 (Ds)	NT		
Jul/09 (Ds)	NT	NT	NT
Mai/09 (Vf)		97,27	
Jun/09 (Vf)	NT	NT	
Jun/09 (Vf)			NT
Jul/09 (Vf)	NT		NT

Ds = *Daphnia similis* Vf = *Vibrio fischeri* NT = Não tóxico

Na análise da tabela 5.20 observa-se que as quantidades de nitrato encontradas nos coletores de drenagem livre são menores do que aquela encontrada no efluente utilizado na irrigação desse tratamento. Logo, provavelmente, esse nitrato está sendo utilizado pelas plantas, ou sofrendo transformação pelos microrganismos do solo. Contudo, existe uma diferença em relação ao tratamento 5 que, apesar de receber a mesma quantidade de efluente que o tratamento 6, está apresentando, em alguns de seus coletores, maior quantidade de nitrato do que no efluente.

Já em relação ao sódio, percebe-se nesse tratamento, assim como em todos os tratamentos anteriores nos quais utilizou-se efluente para a irrigação que, a quantidade desse elemento e a condutividade produzida pelo sódio, é menor na água percolada dos coletores do que no efluente. Novamente, entre as hipóteses para

explicar esse fato, pode estar o fato de que o solo não está permitindo a percolação do sódio, ou que as plantas estão absorvendo essa maior quantidade desse elemento proveniente da irrigação com o efluente.

Tabela 5.20. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m; 0,6 m e 0,9 m do tratamento 6. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	Irrigação	Valores (Coletores de Drenagem)		
			0,3 m	0,6 m	0,9 m
		Efluente			
Condutividade Específica	$\mu\text{S/cm}$	1093,5	234,27	317,75	267,33
Nitratos	$\text{mg N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	3,07	1	2,66	1
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	17,25	19,68	5,02

5.12 Tratamento 7: Irrigação com 1,5 de Efluente + NPK + B + Zn

A análise da tabela 5.21 permite a observação de 4 ensaios que apresentaram toxicidade aguda no tratamento 7, sendo que 3 ensaios foram em *Daphnia similis* e 1 em *Vibrio fischeri*.

Dado que dentre as amostras que apresentaram toxicidade aguda, nenhuma pertencia a parcela de solo do tratamento 7 (repetição 3) na qual foi encontrada contaminação e que esse tratamento é aquele que recebe a maior dose de efluente, demonstra-se que o provável agente causador de toxicidade é o efluente.

Contudo, mesmo em face desse tratamento ser o que recebe maior irrigação com esgoto sanitário, a quantidade de ensaios que apresentaram toxicidade aguda foi menor do que os que não apresentaram. Até mesmo o coletor cuja profundidade está

a 0,90 m e que, na análise química da água percolada, apresentou elevadas concentrações de chumbo e zinco, não apresentou toxicidade aguda nos 2 ensaios realizados em *Daphnia similis*. Somente o ensaio em *Vibrio fischeri* apresentou toxicidade aguda. Logo, é provável que o efluente não esteja apresentando grandes quantidades de contaminantes ao ser utilizado na irrigação, como visto na tabela 1 ou que o solo, juntamente com o eucalipto, têm sido suficiente para atenuar parte de uma possível toxicidade presente tanto no efluente quanto no solo.

No entanto, seria necessária a realização de mais ensaios a fim de comprovar essa hipótese, dado que, apesar desse tratamento ser aquele que recebe a maior dose de efluente, poucos ensaios foram realizados em comparação com outros tratamentos. Além disso, a irrigação prolongada das plantas pode vir a trazer, com o tempo, o fenômeno de saturação do solo com contaminantes, levando à percolação desses ao lençol freático.

Tabela 5.21. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada do tratamento 7. Resultados coletados entre março de 2008 e julho de 2009.

	T7 (0,30 m)	T7 (0,60 m)	T7 (0,90 m)
Mar/08 (Ds)	88,61		
Abr/08 (Ds)	NT		
Mai/08 (Ds)		NT	
Jun/08 (Ds)	NT	87,43	
Out/08 (Ds)	NT		
Abr/09 (Ds)	58,04	NT	NT
Jul/09 (Ds)	NT		NT
Mai/09 (Vf)			48,80
Jun/09 (Vf)	NT	NT	
Jul/09 (Vf)	NT		

Ds = *Daphnia similis* Vf = *Vibrio fischeri* NT = Não tóxico

A análise da tabela 5.22 permite observar que no tratamento 7 o nitrato começa a aparecer em quantidades muito maiores nos coletores de drenagem livre do que em relação ao efluente o qual o tratamento foi irrigado. Tal fato era esperado, visto que a irrigação nesse tratamento é realizada fornecendo às plantas 1,5 vezes a sua necessidade hídrica. Logo, existe a probabilidade de que esse nitrato não está sendo absorvido pelas plantas ou sendo degradado pelos microrganismos do solo, pois esse elemento está sendo fornecido acima da capacidade de absorção do solo e das plantas.

Já em relação ao sódio, percebe-se nesse tratamento que a quantidade desse elemento, assim como a condutividade produzida pelo sódio, é menor na água

percolada dos coletores do que no efluente. Contudo, cada vez mais, ao se comparar os diversos tratamentos que se utilizam de efluente na irrigação (vide tabelas 5.14, 5.16, 5.18 e 5.20) há maior quantidade de sódio percolando. Logo, o excesso de efluente que é fornecido para esse tratamento pode vir a contaminar o lençol freático devido a não absorção pelas plantas e degradação pelos microrganismos do solo.

Tabela 5.22. Comparação entre o efluente e os percolados coletados nas profundidades de 0,3 m; 0,6 m e 0,9 m do tratamento 7. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	Irrigação	Valores (Coletores de Drenagem)		
			0,3 m	0,6 m	0,9m
		Efluente			
Condutividade Específica	$\mu\text{S/cm}$	1093,5	543,33	515	661
Nitratos	$\text{mg N-NO}_3\text{ L}^{-1}$	3,07	20,8	15,35	14,3
Sódio	mg Na L^{-1}	80,94	55	46,52	54,16

5.13 Tratamento 8: sem Irrigação e Adubação

A análise da tabela 5.23 permite a visualização de 5 ensaios cujas amostras apresentaram toxicidade aguda, sendo 2 ensaios em *Daphnia similis* e 3 ensaios em *Vibrio fischeri*.

Dado que, dentre as amostras que apresentaram toxicidade, todas eram oriundas da repetição 2, cujo solo apresentou toxicidade aguda em ensaio com *Vibrio fischeri*, é possível e provável que a contaminação seja oriunda do solo, ao invés da chuva.

Contudo, nota-se que, no ensaio realizado em julho de 2009, a contaminação presente no solo foi atenuada com a passagem da água percolada pelas diferentes profundidades, sendo que no coletor de 0,90 m, a toxicidade foi menor, corroborando a tese de que o solo, juntamente com as plantas, são capazes de atenuar a contaminação por degradação microbiana e absorção das plantas.

Tabela 5.23. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água percolada do tratamento 8. Resultados coletados entre março de 2008 e julho de 2009.

	T7 (0,30 m)	T7 (0,60 m)	T7 (0,90 m)
Mar/08 (Ds)	73,87		
Abr/08 (Ds)	NT		
Mai/08 (Ds)		63,18	
Abr/09 (Ds)	NT	NT	NT
Jul/09 (Ds)	NT		NT
Mai/09 (Vf)	NT		
Jun/09 (Vf)		53,52	
Jul/09 (Vf)	36,12		53,09

Ds = *Daphnia similis*

Vf = *Vibrio fischeri*

NT = Não tóxico

A análise da tabela 5.24 demonstra que, em relação ao nitrato, a quantidade encontrada nos coletores de drenagem livre do tratamento 8 é pequena, visto que não há irrigação com efluente. O mesmo se pode dizer do sódio, cujas concentrações são baixas. Contudo, o coletor de drenagem livre da profundidade de 0,30 m apresenta um valor de condutividade acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que, segundo a CETESB (2007) demonstra uma possível contaminação do ambiente.

Tabela 5.24. Valores de condutividade, nitrato e sódio presentes nos percolados coletados nas profundidades de 0,3 m; 0,6 m e 0,9 m do tratamento 8. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	Irrigação	Valores (Coletores de Drenagem)		
			0,3 m	0,6 m	0,9 m
Condutividade Específica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	Sem irrigação	119,23	ND	64,1
Nitratos	$\text{mg N-NO}_3\text{ L}^{-1}$	Sem irrigação	1	ND	1
Sódio	mg Na L^{-1}	Sem irrigação	0,05	ND	0,04

ND = Não determinado

5.14 Poços de Monitoramento

A análise da tabela 5.25 demonstra que, excetuando-se o P5 e o P6, todos os outros poços de monitoramento apresentaram toxicidade aguda em pelo menos um dos ensaios realizados.

Entretanto, uma análise do ensaio realizado no organismo teste *Daphnia similis*, demonstra que, em alguns poços (P1, P7 e P8), mesmo após 1 ano, ainda foi detectado algum tipo de contaminação na água do lençol freático. Contudo, tanto o poço 1 quanto o poço 8 recebem os percolados dos tratamentos de mesmo número e esses, não são irrigados com efluentes, diferentemente do P7 que recebe os percolados do tratamento 7.

Na análise do ensaio com o microrganismo *Vibrio fischeri*, percebe-se que o único poço cujo ensaio detectou toxicidade aguda foi o P2, que também não é irrigado com efluente. Contudo, durante a análise dessa amostra, detectou-se a presença de partículas de solo dissolvidas, o que possibilita pensar que o solo pode ter sido o fator de contaminação.

Tabela 5.25. Valores de CE 50 (%) em ensaios com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* na água do lençol freático dos poços de monitoramento. Resultados coletados entre março de 2008 e junho de 2009.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Mar/08 (Ds)	70,74	NT	86,60	84,73		NT	88,61	73,87
Mar/09 (Ds)	88,45	NT	NT		NT	NT	85,01	83,96
Jun/09 (Vf)	NT	71,94	NT	NT	NT	NT	NT	NT

Ds = *Daphnia similis* Vf = *Vibrio fischeri* NT = Não tóxico

Logo, os resultados encontrados no ensaio com *Vibrio fischeri* corroboram com os resultados encontrados na tabela 5.26, cujos valores de concentração dos parâmetros químicos na água do lençol freático, não foram significativos.

Dos parâmetros analisados na tabela 5.26, o mais importante para a água subterrânea é o nitrato, cujos valores ficaram em torno de $\text{N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ igual a $1,0 \text{ mgL}^{-1}$, com exceção do tratamento T4 que ficou com $2,79 \text{ mgL}^{-1}$, sem uma razão evidente e inferior ao limite da legislação. Até o atual estágio de desenvolvimento da pesquisa pode-se afirmar que não houve alterações na qualidade do lençol freático referentes ao parâmetros da tabela 5.26.

Logo após a irrigação realizada até o presente, demonstra-se que a franja de percolação da água no solo pode não ter atingido o lençol ou, caso contrário, o efeito destas concentrações não foram suficientes para alterar a qualidade da água do lençol, tendo em vista somente o ensaio em *Vibrio fischeri*. Contudo, são necessárias outras análises ecotoxicológicas, tanto em *Daphnia similis*, quanto em *Vibrio fischeri*, no solo e na água do lençol freático, a fim de se detectar se a contaminação é proveniente do solo ou de outras substâncias químicas diferentes das analisadas.

Tabela 5.26. Valores de condutividade, nitrato e sódio presentes nos poços de monitoramento. Resultados coletados em junho de 2008.

Parâmetros	Unidade	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Condutividade e Específica	µS/cm	18,85	18,2	24,4	47,2	ND	78,9	15,77	15,77
Nitratos	mg N-NO₃ L⁻¹	1	1	1,29	2,79	1	1,7	1	1
Sódio	mg Na L⁻¹	0,13	0,15	0,41	3,77	1,07	4,76	1,13	1,13

ND = Não determinado

5.15 Parâmetros Dendrométricos

O desenvolvimento da cultura de eucaliptos foi avaliado por medidas dendrométricas, como o DAP – Diâmetro na Altura do Peito, realizadas no tronco do eucalipto. Esta medida é feita a uma altura de 1,30m do solo. A Figura 5.4 representa o desenvolvimento inicial das plantas do eucalipto, avaliadas pelo DAP, porém a 0,05m do solo, e a Figura 5.5 mostra o desenvolvimento médio das plantas ao longo de 8 meses de irrigação.

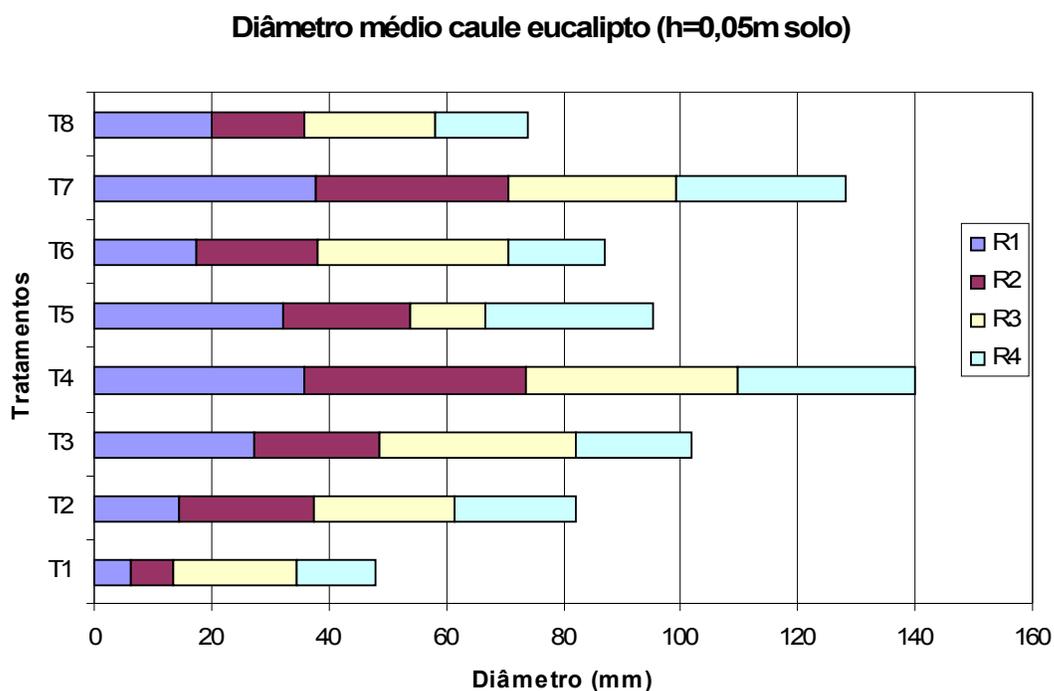


Figura 5.4. Representação do diâmetro das plantas de eucalipto com 4 repetições, logo após o início das irrigações com esgoto. Escola Técnica Agrícola, Franca-Sp.

Evolução do DAP

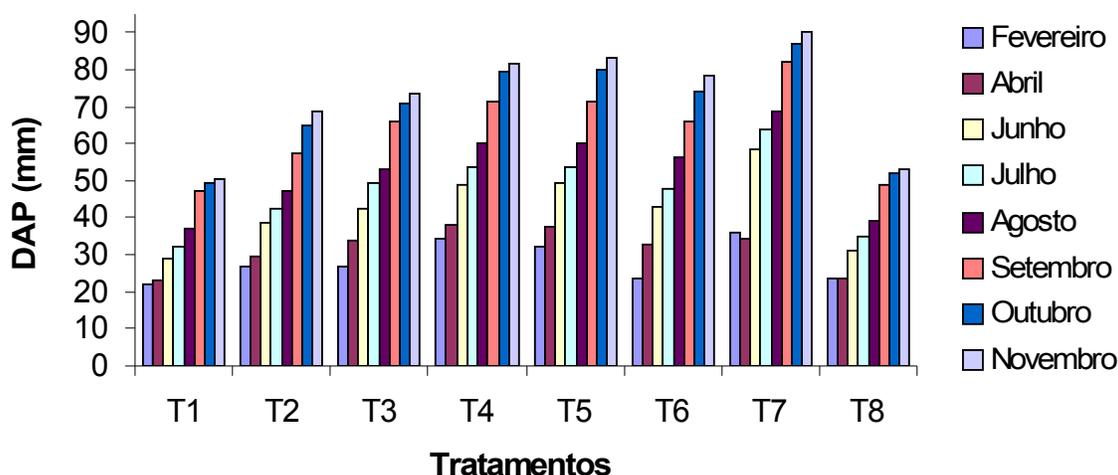


Figura 5.5. Representação do desenvolvimento das plantas de eucalipto submetidas à irrigação contínua por efluentes/água de represa – DAP. Resultados coletados em 2008. Escola Técnica Agrícola, Franca-SP.

Logo após o início das irrigações as plantas irrigadas com esgoto mostraram um exuberante crescimento, comparado com os demais tratamentos.

Nestas avaliações, destaca-se o desenvolvimento das plantas de eucaliptos plantados nas parcelas que receberam irrigação com efluente da lagoa anaeróbia com 1,5 da necessidade hídrica (Tratamento 7), ou seja as plantas receberam mais nutrientes que as demais. Observou-se também nas parcelas desse tratamento que, embora o crescimento das plantas tenha se destacado dos demais tratamentos, o índice de quebras dos troncos por ação de ventos, tenha sido maior. Observa-se também que o diâmetro do caule, quando se comparam os tratamentos que se diferenciam somente pela adubação, como T1 e T2, e T5 e T6, é menor naqueles que não receberam adubo, como T1 e T6. Além disso, o menor crescimento foi em T8, que não recebeu nem adubação e nem irrigação.

Constatou-se também que nem sempre a repetição na qual foi detectada a toxicidade aguda no solo (vide Tabela 5.5) foi aquela que apresentou o menor valor de DAP. Tal situação ocorreu somente no T1, cuja toxicidade encontra-se na repetição 1; no T7, cuja toxicidade encontra-se na repetição 3 (contudo, a repetição 4 desse tratamento possui a mesma faixa de valor que a repetição 3) e no T8, cuja toxicidade encontra-se nas repetições 2 e 3 (contudo, os menores valores de DAP foram encontrados nas repetições 3 e 4). Logo, somente o tratamento 1 foi absoluto em termos de correlação entre a toxicidade encontrada no solo (aliás, a parcela mais tóxica de todas) e o menor diâmetro do caule das plantas na parcela.

Quanto a presença de chumbo e zinco na água percolada, não há correlação entre o diâmetro do caule e a presença desses compostos, visto que o elemento chumbo (vide Figura 5.2) teve maior presença nos Tratamentos 4 e 7, cujos diâmetros do caule medidos foram os maiores entre os tratamentos. E o elemento zinco (vide Figura 5.3), presente especialmente no Tratamento 7, também não influenciou no DAP.

Os resultados expressos na Tabela 5.27, juntamente com a análise estatística, são relativos às alturas das plantas de eucalipto avaliadas antes da irrigação com efluente, em novembro de 2007. Os resultados indicam um excelente desenvolvimento inicial para as plantas que não receberam adubação no Tratamento 8, porém sem diferir significativamente dos Tratamentos T2, T3, T4 e T5. Os Tratamentos T1, T6 e T7 foram inferiores ao T8. Convém destacar que até este período de análise, as plantas recebiam irrigação por meio de um trator acoplado com tanque e mangueira.

Tabela 5.27. Média das alturas das plantas de eucalipto coletadas na Escola Técnica Agrícola Paula Souza, Franca-SP, em novembro de 2007.

Tratamento	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
Altura	29,72	32,63	33,64	35,27	35,67	31,87	32,36	37,5
Tukey 5%	B	AB	AB	AB	AB	B	B	A

As médias A diferem de B quando estão isoladas. Já as médias AB não diferem em nível de significância de 5%.

Para uma melhor compreensão dos efeitos da irrigação sobre o desenvolvimento das plantas de eucalipto submetidas a irrigação, foi efetuada a análise exploratória dos dados por tratamento, e verificada a normalidade dos dados pelo teste de SHAPIRO-WILK (1965).

Os resultados foram submetidos à análise de variância (two-way Anova), utilizando a rotina do PROC ANOVA num delineamento em blocos casualizados e as médias foram comparadas pelo teste de TUKEY, com 5 % de probabilidade (Tabela 5.28). Para realização das análises, foi utilizado o programa computacional SAS (SAS Statistical analysis system Institute, 1999).

Tabela 5.28. Resultados da estatística descritiva para os dados do diâmetro na altura do peito (DAP) (mm), aos sete meses após o transplante (abril de 2008). Escola Técnica Agrícola Paula Souza, Franca-SP.

Tratamento	DAP (mm)					
	Média	Mediana	s	Min.	Máx.	CV (%)
T1 – Irrigação com água e sem adubação	21,69 ^C	21	8,73	4,00	43,00	40,27
T2 – Irrigação com água + NPK + B+Zn	27,03 ^B	26	8,98	9,00	46,00	33,21
T3 - 1/3 Efluente + NPK+ B+ Zn	26,70 ^B	27	8,70	10,00	53,00	32,59
T4 - 1/2 Efluente + NPK+ B+ Zn	34,28 ^A	36	8,49	15,00	48,00	24,78
T5 – Efluente + NPK+ B+ Zn	32,50 ^A	33	8,48	11,00	48,00	26,10
T6 – Efluente e sem adubação	23,63 ^{BC}	22	10,35	5,00	46,00	43,78
T7- 1,5 Efluente + NPK+ B+ Zn	35,76 ^A	36	6,12	18,00	48,00	17,10
T8 - Sem irrigação e sem adubação	24,96 ^{BC}	23	7,46	13,00	38,00	29,88

A análise dos resultados indica que a irrigação com efluente associada à adubação proporcionou os melhores resultados até a aplicação da metade da dose de efluente. A aplicação de efluente sem adubação bem como com um terço da dose de efluente associada a adubação mostrou médias de produção inferior aos demais tratamentos com irrigação com efluentes.

A aplicação de adubo associado com adubação inicial foi essencial para o bom desenvolvimento das plantas, com diferenças significativas em relação aos demais tratamentos, até a metade da necessidade hídrica das plantas (Tratamentos T7, T5 e T4).

6.0 CONCLUSÕES

Para cada estudo específico, foram formuladas as seguintes conclusões:

6.1 Lagoa Anaeróbia

- Foi eficiente em atenuar a toxicidade aguda em ensaios em *Daphnia similis*.

6.2. Efluente de Lagoa Anaeróbia e Água do Açude

- O efluente da lagoa anaeróbia e da água do açude foram considerados adequados para a utilização em irrigação, nas condições da pesquisa, ao considerar-se parâmetros químicos e ecotoxicológicos.

6.3 Solo

- Apresentou elevados teores de chumbo e zinco.
- Com exceção dos tratamentos 3 e 6, todos os outros tratamentos apresentaram toxicidade aguda em *Vibrio fischeri* em pelo menos um ensaio em cada uma de suas repetições, devido a contaminações anteriores ao experimento.

6.4 Percolados

- Apresentaram maior quantidade de nitrato todas as profundidades do tratamento 7, e no tratamento 5, as profundidades de 0,3 m e 0,6 m.
- Apresentaram maior quantidade de chumbo principalmente os tratamentos 4 e 7 e, em menor quantidade os tratamentos 2 e 3.

- Apresentaram maior quantidade de zinco principalmente os tratamentos 2 e 7 e, em menor quantidade o tratamento 4.
- Com exceção dos tratamentos 1, 3 e 6, todos os outros tratamentos apresentaram, pelo menos uma vez, toxicidade aguda em *Daphnia similis*.
- Todos os tratamentos apresentaram toxicidade aguda pelo menos uma vez em *Vibrio fischeri*.

6.5 Água do Lençol Freático

- Com exceção dos poços P5 e P6, todos os outros poços apresentaram, pelo menos uma vez, toxicidade aguda em *Daphnia similis*.
- Somente o poço 2 apresentou toxicidade aguda em ensaio em *Vibrio fischeri*.
- Até o momento, a franja de percolação não atingiu os poços de monitoramento.

6.6 Parâmetros Dendrométricos

- Houve correlação entre a dose do efluente aplicado e a adubação prévia com o crescimento das plantas em altura e diâmetro. Contudo, o adubo foi o principal fator responsável pelo crescimento das plantas de eucalipto.
- Não houve correlação na maioria dos tratamentos entre a existência de contaminação no solo ou na água percolada com a diminuição do crescimento em altura e diâmetro do eucalipto.
- Os tratamentos que melhor combinaram crescimento das plantas de eucalipto, com menor probabilidade de uma possível contaminação do solo e do lençol freático foram os tratamentos 3 e 4, que respectivamente fornecem 1/3 e 1/2 da necessidade hídrica das plantas com efluente.

7.0 RECOMENDAÇÕES

- Dar continuidade nos ensaios ecotoxicológicos em *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*, no efluente da lagoa, na água do açude, nos percolados, poços de monitoramento e solo.
- Estudar a viabilidade do emprego de testes de toxicidade crônica no afluente e efluente da lagoa anaeróbia, na água do açude, assim como nos percolados e poços de monitoramento.
- Dar continuidade ao monitoramento de metais e nitrato tanto nos percolados quanto na água do lençol freático.
- Monitorar outras substâncias, como compostos orgânicos, no efluente da lagoa anaeróbia, na água do açude, nos percolados e nos poços de monitoramento.
- Investigar a presença de metais e outros compostos em cada parcela do solo.
- Continuar com as avaliações dendrométricas, a fim de verificar se os metais presentes no solo causarão alguma interferência no crescimento das plantas.

8.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, J.C.; ABREU, M.F. **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais**. Editora IAC, Campinas, 178p, 2006.
- ANDRAE, F. & KRAPPENBAUER, A. **Estudos da situação de biomassa e nutrientes de um reflorestamento de quatro anos com *Eucalyptus saligna* Smith em Santa Maria**, Austrian-Brazilian research 1973-1982. UFSM, Santa Maria, pp. 68-85. 1979.
- BASSOI, L. J.; NIETO, R.; TREMAROLI, D. **Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos**. São Paulo. CETESB. Série Manuais. 7 p. 1990.
- BERNARDI, C. C. **Reúso de água para irrigação**. Monografia de Especialização, ISEA – FGV/ECOBUSINESS SCHOOL. Brasília. 2003
- BIRGE, W. J.; BLACK, J. A.; WESTERMAN, A. G. **Short-term fish and amphibian tests for determining the effects of toxicant stress on early life stages and estimating chronic values for single compounds and complex effluents**. Environmental toxicology and Chemistry, 49: 807 – 821. 1985.
- BOUWER, H.; CHANEY, R. L. **Land treatment of wastewater**. In: Brady NC, ed. Advances in Agronomy. Vol. 26. New York, Academic Press, p. 133 -176. 1974.
- BRASIL. **Lei Federal de Recursos Hídricos nº 9.433/97**. 1997
- BREGA FILHO, D. & MANCUSO, P. C. S. **Conceito de reúso de água**. Reúso de água. Universidade de São Paulo/Faculdade de Saúde Pública: ABES 2003.

- BUIKEMA, A. L., Jr. & SHERBERGER, S. R. ***Daphnia***. Carolina Tips, Vol XL, nº 10 – Carolina Biological Supply Company, ISSN 0045-5865. 1977.
- BULLICH, A. A. **Use of luminescent bacteria for determining toxicity in aquatic environment**. In Aquatic Toxicology (L. L. Markings and R. A. Kimerie, Eds), pp. 97 – 105. ASTM, Philadelphia. 1979.
- CABRIDENC, R. **Representativité et signification des espèces retenues au stade laboratoire pour évaluer les effets d'une substance chimique dans l'environnement aquatique**. IRCHA – Principes a appliquer pour l'interprétation des resultants de tests en Ecotoxicologie. Sophia Antipolis – Valbonne, 30 septembre à 2 octobre 1980. 69 p. 1980.
- CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro, ABES. 466 p. 1999.
- CETESB. Norma CETESB 6410. **Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas**. 32p. 1988.
- CETESB L5.018. **Teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis*: método de ensaio**. São Paulo, 1994.
- CETESB, L5.227. **Teste de toxicidade com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*: método de ensaio**. São Paulo, 2001.
- CETESB. DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005- E. **Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. 23 de novembro de 2005
- CETESB. **Instrução técnica nº 31. Aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura**. São Paulo, 2006.

CETESB. **Reúso de água**. Disponível em <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em dezembro de 2008.

CHANEY, R.F. **Sludge utilization, land application and food chain impact**. In: The biocycle to the art and science of composting. Pennsylvania, J. G. Press, 1991. p. 240-253.

CHAPMAN, G. A. *et al.* **Methods and appropriate endpoints**. In: Grothe, D. R.; Dickson, K. L. and Reed – Judikins, D. K. (Eds.). Whole Effluent toxicity testing. Pensacola. SETAC press. Chapter 3, p.51 – 82. 1996.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London, E & FN Spon on behalf of the World Health Organization, Geneva. 1999.

CNRH. **Resolução nº 54. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável da água e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente**. Brasil, 2005.

CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, DF, 2005.

CORAUCCI FILHO, B. **Aplicação no solo de água residuária cítrica contendo óleo essencial utilizando a técnica de irrigação por sulcos de infiltração**. In: I Simpósio Latinoamericano de Tratamiento y Reuso del Agua y Resíduos Industriales. UNAM. México. 1998.

DOMINGUES, D.F. & BERTOLETTI, E. **Seleção, Manutenção e Cultivo de Organismos Aquáticos**. In: Zagatto, P.A. & Bertoletti, E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações. Ed. Rima. São Carlos, 2006. p. 153 – 184. 2006.

- DRAKATOS, P. **Antagonist action of Fe and Mn in Mediterranean-type plants irrigated with wastewater effluents following biological treatment.** International Journal of Environmental Studies, 59(1): 125 – 132. 2002.
- DREWES, J. E.; HEBERER, T.; REDDERSEN, K. **Fate of pharmaceuticals during indirect potable reuse.** Water Science Technology, 46(3): 73 – 80. 2002.
- DÜRING, R. A., GÄTH, S. **Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will you go?** J Plant Nutr Soil Sci 165:544-560; 2002.
- EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GRENNBERG, A.E. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20 edition. APHA; AWWA; WEF: Washington, 2001; 1082.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo.** Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p (Documentos, 1).
- FARID, M. **The impact of reuse of domestic waste water from irrigation on groundwater quality.** Water Science and Technology, 27(9): 147 – 157. 1983.
- FJÄLBORG, B.; AHLBERG, G. NILSSON, E. DAVE, G. **Identification of metal toxicity in sewage sludge leachate.** Environ Int 31: 25 – 31; 2005.
- FORBES, E.A.; POSNER, A.M. & QUIRK, J.P. **The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb, and Zn on goethite.** Journal of Soil Science, London, 27:154-166, 1976.
- FOSTER, S. **Urban wastewater as groundwater recharge – evaluating and managing the risks and benefits.** Washington DC, World Bank (Briefing Note 12). 2004.

- FUENTES, A.; LLORÉNS, M.; SAÉZ, J.; AGUILAR, M. L.; ORTUÑO, J. F.; MESEGUER, V. F. **Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilized sewage sludges**. J Hazard Mater A108: 161 – 169; 2004.
- FREAR, D. E. H. & BOYD, J. E. **Use of Daphnia magna for the microbioassay of pesticides. Development of standardized techniques for rearing Daphnia and preparation of dosage mortality curves for pesticides**. J. Econ. Entomol. 50:1228 – 1236. 1967.
- GRUBER, Y. B. G. **Otimização da lâmina de irrigação na produção clonais de eucalipto (Eucalyptus urophylla x Eucalyptus grandis var Plathyphylla)**. Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba. 144 p. 2006.
- GUIDOLIN, J. C. **Reúso de efluentes**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente, 2000.
- HESPANHOL, I. **Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos**. Reúso de Água. Universidade de São Paulo/Faculdade de Saúde Pública: ABES 2003.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton, CRC Press, 2001. 413p.
- KALBASI, M. & RACZ, G.J. **Association of zinc with oxides of iron and aluminum in some Manitoba soils**. Canadian Journal of Soil Science, Manitoba, **58**:61- 68, 1978.
- KRAMER, P. J.; KOZLOWISK, T. T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gubbenkian. 745p. 1972.

- LAVRADOR FILHO, J. **Contribuição para o entendimento do reúso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil.** Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica de São Paulo, Universidade de São Paulo. São Paulo. 1987.
- LEACH, L.; ENFIELD, C.; HARLIN, C. **Summary of long-term rapid infiltration system studies.** Washington, DC. United States Environmental Protection Agency (EPA-600/2-80-165). 1980.
- LEWIS, P. A. **Short term method for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to freshwater organisms.** 3rd ed. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 1994.
- LLOYD, R. **Effect of dissolved oxygen concentrations on several poisons to rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Richardson).** J. Exp. Biol., 38, 477. 1961.
- MACEK, K. J. **Effluent evaluation.** In: Rand, G. M. & Petrocelli, S. R. (Eds). Fundamentals of Aquatic Toxicology. Washington. Hemisphere Pub. Co. pp. 619 – 635. 1985.
- MANCUSO, P.C.S. **Reúso de Água e sua Possibilidade Na Região Metropolitana de São Paulo.** Dissertação de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo, 1992.
- MAKI, A. W. & BISHOP, W. E. **Chemical safety evaluation.** In: Rand, G. M. & Petrocelli, S. R. (Eds). Fundamentals of Aquatic Toxicology. Hemisphere Pub. Co. pp. 636 – 649. 1985.

- MATTHEWS, J.E. AND HASTINGS, L., **Evaluation of Toxicity Test Procedure for Screening Treatability Potencial of Waste in Soil.** Toxicity Assessment: An International Quaterly, (2):265-281, 1987.
- MATSUMARA – TUNDISI, T. **Ocurrence of species of the genus *Daphnia* in Brazil.** Hydrobiologia 112: 161 – 165. 1984.
- MILLER, W.P. & McFEE, W.W. **Distribution of cadmium, zinc, copper, and lead in soils of industrial Northwestern Indiana.** Journal of Environmental Quality, Madison, **12**:29-33, 1983.
- NIKOLAOU, A.; MERIC, S.; FATTA, D. **Occurrence patterns of pharmaceuticals in water and wastewater environments.** Anal Bioanal Chem 387 :1225–1234; 2007.
- ODUM, E.P. **Fundamentals of Ecology**, 3^a ed. Sandeurs, Philadelphia, Pa. 1971.
- OKASAKI, M.; TAKAMIDOH, KK. & YAMANE, I. **Adsorption of heavy metal cations on hydrated oxides and oxides of iron and aluminum with different crystallinities.** Soil Science and Plant Nutrition, Tokio, 32:523-533, 1986.
- PAGANINI, W. S. **Reúso de água na agricultura.** Reúso de Água. Universidade de São Paulo/Faculdade de Saúde Pública: ABES 2003.
- PAHREN, H. **Health risks associated with land application of municipal sludge.** Journal of the Water Pollution Control Federation, 51(11): 2588 – 2601. 1979.
- PARKER, G.R.; McFEE, W.W. & KELLY, J.M. **Metal distribution in forested ecosystems in urban and rural Northwestern Indiana.** Journal of Environmental Quality, Madison, **7**:337-342, 1978.

- PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; OLIVEIRA, L. R.; LIMA, J.M. **Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 279-288, 2001.
- POGGIANI, F. **Estrutura, Funcionamento e Classificação das Florestas Implicações Ecológicas das Florestas Plantadas**. Documentos Florestais, Piracicaba. ESALQ. (3):1-14, set., 1989.
- POLEZI, M. **Aplicação de processo oxidativo avançado (HO /UV) no efluente de uma ETE para fins de reúso**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 2003.
- RAIJ, B. V. ; QUAGGIO, J.A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Instituto Agronômico, Campinas, 1983. p.40. (Boletim Técnico 81).
- RAND, G. M. **Fundamentals of Aquatic Toxicology. Effects, environmental fate and risk assessment**. Second edition. Taylor & Francis, Washington DD. 1125 p. 1995.
- RATTNER, B.A. & HEATH, A.G. **Environmental factors affecting contaminant toxicity in aquatic and terrestrial vertebrates**. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A. Jr.; CAIRNS, J. Jr. Eds. Handbook of Ecotoxicology, 755 p. 1995.
- SALA, L.; SERRA, M. **Towards sustainability in water recycling**. Water Science and Technology, 50(2): 1 – 8. 2004.
- SÃO PAULO. **Leis, decretos, etc**. Resolução SMA-3, de 22-02-2002. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Diário Oficial do Estado de 25/02/2002, p. 24. 2000.

SAS - Statistical Analysis Systems. SAS Online Doc®, Version 8. Cary, NC: Statistical Analysis Systems Institute. 1999.

SCANAVACA JR, L. **Caracterização silvicultural, botânica e tecnológica do *Eucalyptus urophilla* S. T. Blake e do seu potencial para utilização em serraria.** Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba. 2001.

SIGRH. Disponível em < www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso em agosto de 2009.

SCHUMACHER, M.V. **Ciclagem de nutrientes como base da produção sustentada em ecossistemas florestais.** In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS NATURAIS DO MERCOSUL: O Ambiente da Floresta, 1996, Santa Maria. Anais. Santa Maria: UFSM / CEPEF, 1996. p.65-77. 167p. 1996.

SILVA, M.O.S.A. **Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgoto.** São Paulo: CETESB, 1977. 226 p.

SILVA, S.A. & MARA, D.D. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias Lagoas de Estabilização.** Rio de Janeiro. ABES. 1979.

SLOOF, W; CANTON, J. H.; HERMES, J. L. M. **Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species to 15 chemicals compounds.** I – (Sub) acute toxicity tests. *Aquatic Toxicology*, 4:113 – 128. 1983.

STEFANUTTI, R.; PIRES, M.S.G.; CORAUCCI FILHO, B. ; NOUR, E.A.A; MARQUEZINI, I.S ; BROLEZE, S.T.;VIEIRA, D.B. **Coletor de drenagem livre para monitoração da qualidade da água percolada no solo após aplicação de lodo de esgoto: Modelo físico.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 29; Fortaleza, 2000.

- TELLES, D. A. **Aspectos da utilização de corpos d água que recebem esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas.** In: Esgoto Sanitário – Coleta, Transporte, Tratamento e Reúso Agrícola. 522 pg. Ed. Edgard Blucher. 2003.
- TORRES, A. G. M. **Relação entre sazonalidade, desrama e carboidratos no crescimento do eucalipto na propagação vegetativa por miniestaquia.** Dissertação de mestrado em Manejo Florestal. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2003.
- UMBUZEIRO, G. A. & RODRIGUES, P. F. **O teste de toxicidade com bactérias luminescentes e o controle da poluição.** Informativo técnico publicado pela CETESB. Pg. 2 – 5. Ano 4 – nº 007. 2004.
- USEPA. **Land treatment of municipal wastewater.** Washington, DC, 1981. United States Environmental Protection Agency (EPA 625/1-81/013).
- VANLEEUEWEN, C. J. **Short-term toxicity testing.** In: Kruijf, H. A.M.; Zwart, D. Viswanathan, P.N.; Ray, P. K. Eds. Manual on aquatic Toxicology, 332 p. 1988.
- VIEIRA, D.B. **As Técnicas de Irrigação.** 2.ed. São Paulo. Globo, 1995. 263p.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Volume 3. 1996.
- WHO. **Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards.** Of a WHO meeting of experts. Technical report series n. 517. Genebra. 1973.

WHO. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Volume 2. Wastewater use in agriculture. World Health Organization. 2006.

ZAGATTO, P.A. & GOLDSTEIN, E.G. **Estudo comparativo entre as taxas de reprodução de *Daphnia similis* Claus, 1876 e *Daphnia magna* Straus, 1820: resultados preliminares**. An. Simp. Bras. Aquicul. III São Carlos, SP. PP 411 323. 1984.

ZAGATTO, P. A. **Ecotoxicologia**. In: Zagatto, P.A. & Bertoletti, e. *Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações*. Ed. Rima. São Carlos, 2006. p. 153 – 184. 2006.