

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**SISTEMA DE FILTRAÇÃO LENTA NO TRATAMENTO DE  
PERCOLADO DO ATERRO SANITÁRIO DE LIMEIRA-SP**

**NÚBIA NATÁLIA DE BRITO PELEGRINI**

CAMPINAS  
FEVEREIRO DE 2006.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

## **SISTEMA DE FILTRAÇÃO LENTA NO TRATAMENTO DE PERCOLADO DO ATERRO SANITÁRIO DE LIMEIRA-SP**

Dissertação submetida à Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola na área de concentração Água e Solo.

**NÚBIA NATÁLIA DE BRITO PELEGRINI**

**Orientador: Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani**

CAMPINAS  
FEVEREIRO DE 2006

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

P362s Pelegrini, Núbia Natália de Brito  
Sistema de filtração lenta no tratamento de percolado  
do aterro sanitário de Limeira-SP / Núbia Natália de  
Brito Pelegrini. --Campinas, SP: [s.n.], 2006.

Orientador: José Euclides Stipp Paterniani  
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de  
Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Aterro sanitário. 2. Filtros e filtração. 3. Água na  
agricultura. 4. Água - Poluição. 5. Água – Purificação -  
Filtração. 6. Água – Purificação – Tratamento biológico.  
7. Água – Reutilização. 8. Águas – residuais –  
Eliminação. 9. Resíduos como fertilizantes. I.  
Paterniani, José Euclides Stipp. II. Universidade  
Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia  
Agrícola. III. Título.

Título em Inglês: Slow sand filter in the treatment of leachate of the sanitary landfill of  
Limeira - SP

Palavras-chave em Inglês: Landfill leachate, Sanitary landfill, Slow sand filtration,  
Reuse

Área de concentração: Água e Solo

Titulação: Mestre em Engenharia Agrícola.

Banca examinadora: Denis Miguel Roston e Edson Aparecido Abdul Nour

Data da defesa: 17/02/2006

Dedico este trabalho ao meu Pai, a minha Mãe e ao  
Ronaldo, meu marido, pelo amor, carinho e confiança.

## AGRADECIMENTOS

- Primeiro lugar a DEUS por iluminar meu caminho.
- Ao Professor Dr. José Euclides Stipp Paterniani pela competente orientação e confiança depositada em mim.
- Ao Professor Dr. Ronaldo Pelegrini, pela co-orientação competente dedicada a este trabalho.
- Ao Prof. Dr. Denis Miguel Roston e Prof. Dr. Edson A. Abdul Nour pelas sugestões e contribuições.
- Aos alunos de iniciação científica do Laboratório de Tratamento de Efluentes (LTE) do Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) que contribuíram com o desenvolvimento da parte prática deste trabalho.
- A todos os Professores que tive contato durante o curso de mestrado.
- Aos colegas de turma que desenvolvemos trabalhos em equipes, agradeço o coleguismo e a contribuição nos estudos.
- Agradecimentos ao Centro Superior de Educação Tecnológica (UNICAMP) pela oportunidade para realização do trabalho de pesquisa.
- Ao espaço cedido no Aterro Sanitário de Limeira para realização do trabalho
- Ao meu marido Ronaldo Pelegrini pelo companheirismo e amor.
- Aos familiares: Pai (Miguel), Mãe (Wilma); à minha Avó (Madalena); minhas Irmãs (Ariana e Wanessa) e à minha tia (Ilma) pela compreensão, incentivo e carinho.
- Ao CNPQ pelo financiamento concedido

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS -----	VII
LISTA DE TABELAS -----	XII
LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS -----	XIII
RESUMO -----	XIV
ABSTRACT-----	XV
1.0 INTRODUÇÃO -----	01
1.1 O aterro sanitário de Limeira -----	02
2.0 HIPÓTESE -----	05
3.0 OBJETIVO GERAL -----	05
3.1 Objetivos específicos -----	05
4.0 REVISÃO BIBLIOGRAFICA -----	06
4.1 Chorume de Lixo -----	06
4.2 Alguns Métodos de Tratamento do Chorume -----	09
4.3 Filtração Lenta -----	11
4.4 Filtração Lenta para Águas Residuárias -----	13
4.5 Reuso de Água Residuária na Agricultura -----	14
5.0 MATERIAL E MÉTODOS -----	17
5.1 Local do Experimento -----	17
5.2 Tratamento Anterior à Filtração Lenta -----	17
5.3 Sistema de Pré-Filtração utilizando apenas Manta Sintética não Tecida -----	18
5.4 Sistema de Filtração Lenta -----	21
5.5 Análises -----	25
4.5.1 Equipamentos e Metodologias -----	27
6.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO -----	31
6.1 Estudo dos Valores de pH -----	34
6.2 Estudo da Cor -----	35
6.3 Estudo da Turbidez -----	37
6.4 Estudo da Condutividade -----	38
6.5 Determinação da Temperatura -----	39

6.6 Estudo da Acidez e da Alcalinidade -----	39
6.7 Estudo da Dureza -----	41
6.8 Estudo da Série de Sólidos -----	42
6.9 Estudo do Carbono Orgânico Total (TOC) -----	43
6.10 Estudo dos Halogênios Organicamente Ligados (AOX) -----	45
6.11 Estudo do Nitrogênio -----	47
6.12 Estudo do Fósforo Total -----	50
6.13 Determinação de Metais -----	52
6.14 Estudo da Toxicidade Aguda -----	53
6.15 Determinação das Bactérias Heterotróficas -----	62
6.16 Visualização de Algas -----	66
6.17 Monitoramento da Lagoa de Chorume (Efluente em Estudo) -----	67
7.0 CONCLUSÕES -----	76
8.0 SUGESTÕES -----	77
9.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS -----	78

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Aterro sanitário de Limeira -----	03
Figura 2- Lagoa pulmão -----	17
Figura 3- Esquema do pré-Filtro utilizando manta sintética não tecida -----	18
Figura 4- Manta sintética não tecida -----	19
Figura 5 a- Esquema de fixação-vista superior -----	20
Figura 5 b- Esquema de fixação-vista lateral-----	20
Figura 6- Esquema do Filtro lento -----	21
Figura 7- Esquema completo do sistema de pré-filtração em manta sintética não tecida com seqüencial filtração lenta -----	22
Figura 8- Foto do sistema de pré-filtração com seqüencial filtração lenta -----	23
Figura 9- Curva granulométrica da areia em estudo -----	23
Figura 10- Localização dos pontos em que foram coletadas amostras para análise de densidade de bactérias heterotróficas -----	30
Figura 11- Estudo das variações do pH no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1), pós pré- filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós filtração lenta (Ponto 3) -----	35

Figura 12- Estudo da redução da coloração do chorume (400) após pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema de filtração lenta (Ponto 3)-----	36
Figura 13- Visualização do chorume pós lagoa e pós filtração lenta -----	37
Figura 14- Estudo das reduções da turbidez do chorume após pré-filtração em manta -sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema por filtração lenta (Ponto 3) -----	38
Figura 15- Estudo da variação da condutividade no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1), pós pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós filtração lenta (Ponto 3) -----	39
Figura 16- Estudo das reduções da acidez do chorume após pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema por filtração lenta (Ponto 3) -----	40
Figura 17- Estudo da variação da alcalinidade no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1), pós pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós filtração lenta (Ponto 3) -----	41
Figura 18- Estudo das reduções da dureza do chorume após pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema por filtração lenta (Ponto 3) -----	42
Figura 19- Estudo das médias de reduções da série de sólidos do chorume após pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema por filtração lenta (Ponto 3) -----	43
Figura 20- Estudo das reduções do TOC do chorume pós sistema por filtração lenta (Ponto 3)-----	45
Figura 21- Estudo da concentração de AOX no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1) e pós filtração lenta (Ponto 3) -----	46

Figura 22- Estudo da concentração de nitrogênio amoniacal pós sistema por filtração lenta -----	48
Figura 23- Estudo da concentração de nitrito pós sistema por filtração lenta -----	49
Figura 24- Estudo da concentração de nitrato pós sistema por filtração lenta -----	49
Figura 25- Estudo da concentração de fósforo no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1) e pós filtração lenta (Ponto 3) -----	51
Figura 26- Estudo da concentração de fósforo no chorume de lixo ao longo dos dias pós lagoa (Ponto 1) e pós filtração lenta (Ponto 3) -----	51
Figura 27- Porcentagem de redução da cor na primeira carreira de filtração (março/2005) -----	54
Figura 28- Porcentagem de redução da cor na segunda carreira de filtração (abril/2005) -----	54
Figura 29- Porcentagem de redução da cor na terceira carreira de filtração (maio/2005) -----	55
Figura 30- Porcentagem de redução da cor na quarta carreira de filtração (junho/2005) -----	55
Figura 31- Ilustração do ensaio de toxicidade com <i>Euruca sativa</i> (rúcula) -----	56
Figura 32- Ilustração do ensaio com <i>Allium cepa</i> (cebola) -----	56

Figura 33- Estudo da toxicidade com rúcula no chorume pós lagoa (Ponto 1), chorume pós pré-filtro (Ponto 2) e chorume pós filtração lenta (Ponto 3) -----	57
Figura 34- Estudo da toxicidade com cebola no chorume pós lagoa (Ponto 1), chorume pós pré-filtro (Ponto 2) e chorume pós filtração lenta (Ponto 3) -----	58
Figura 35- Esquema do ensaio com <i>Selenastrum capricornutum</i> (algas verdes) -----	58
Figura 36- Visualização de <i>Selenastrum capricornutum</i> (algas verdes) utilizado na pesquisa -----	59
Figura 37- Estudo da toxicidade com <i>Daphnias similis</i> – abril -----	60
Figura 38- Estudo da toxicidade com <i>Daphnias similis</i> – maio -----	61
Figura 39- Estudo da toxicidade com <i>Daphnias similis</i> – junho -----	61
Figura 40- Análise de bactérias heterotróficas -----	63
Figura 41- Visualização das bactérias heterotróficas -----	64
Figura 42- Análise de bactérias heterotróficas -----	65
Figura 43- Visualização das algas -----	67
Figura 44- Determinação da coloração no comprimento de onda de 400 nm -----	68
Figura 45- Determinação da turbidez -----	69
Figura 46- Determinação do TOC -----	69

Figura 47: Estudo da concentração de fósforo no chorume de lixo na entrada de chorume na lagoa (Ponto 0) e pós lagoa (Ponto 1) -----	70
Figura 48- Determinação dos valores de pH-----	71
Figura 49- Determinação da alcalinidade -----	71
Figura 50- Determinação da acidez -----	72
Figura 51- Determinação da densidade e bactérias heterotróficas -----	72
Figura 52- Determinação da condutividade -----	73
Figura 53- Estudo da concentração de nitrogênio amoniacal no chorume de lixo na entrada de chorume na lagoa (Ponto 0) e pós lagoa (Ponto 1) -----	74
Figura 54- Estudo da concentração de nitrito no chorume de lixo na entrada de chorume na lagoa (Ponto 0) e pós lagoa (Ponto 1) -----	74
Figura 55- Estudo da concentração de nitrato no chorume de lixo na entrada de chorume na lagoa (Ponto 0) e pós lagoa (Ponto 1) -----	75

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Composição média do percolado de aterro sanitário no Brasil -----	07
Tabela 2- Características granulométricas obtidas para a areia em estudo e características recomendadas para a areia usualmente empregada na filtração lenta -----	24
Tabela 3- Período de funcionamento do filtro lento -----	25
Tabela 4- Frequência das análises realizadas -----	26
Tabela 5- Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físicos analisados -----	31
Tabela 6- Valores médios e desvio padrão dos parâmetros bioquímicos analisados -----	32
Tabela 7- Valores médios e desvio padrão dos parâmetros químicos analisados-----	33
Tabela 8- Leitura de metais -----	52
Tabelas 9- Ensaio com algas verdes durante os meses de abril, maio e junho -----	59

## LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

AOX- Halogênios Organicamente Ligados  
APHA- American Public Health Association  
°C- Grau Celsius  
CE- Concentração Efetiva  
CETESB- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL  
cm- Centimetro  
DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO- Demanda Química de Oxigênio  
pH- Potencial hidrogênionico  
POA's- Processos Oxidativos Avançados  
PEAD- Polietileno de Alta Densidade  
g- Grama  
ICP- Inductively coupled plasma  
ISO- INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION  
L- Litro  
m- Metro  
m<sup>2</sup>- Metro quadrado  
m<sup>3</sup>-Metro cúbico  
mm- Milimetro  
mg- Miligrama  
mS- MiliSimens  
NBR- NORMAS BRASILEIRAS  
nm – nanometros  
NTU- Unidade Nefelométrica de Turbidez  
%- Porcentagem  
PVC- Cloreto de Polivinila  
TOC- Carbono Orgânico Total  
UFC- Unidade Formadoras de Colônia  
µg – Micrograma

Pelegrini, N.N.; **Sistema de Filtração Lenta no Tratamento de Percolado do Aterro Sanitário de Limeira-SP**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Agrícola FEAGRI. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) (2006).

## RESUMO

A disposição final de resíduos sólidos é uma prática que ainda traz sérios impactos ao meio ambiente. Nos aterros sanitários, os resíduos passam por processos físicos, químicos e biológicos de decomposição, gerando uma fração gasosa (composta principalmente por gases dióxido de carbono e metano) e uma fase líquida conhecida como chorume (ou percolado de aterro sanitário). O chorume de lixo é um líquido com elevado potencial poluente, os métodos convencionais utilizados em seu tratamento têm descartado-o com intensa coloração e alta toxicidade. Este trabalho teve como objetivo implantar em escala piloto um sistema de filtração lenta precedido de uma pré-filtração, apenas em manta sintética não tecida, para o tratamento de chorume de lixo “in natura”, proveniente do aterro sanitário da cidade de Limeira-SP. O filtro lento foi constituído por um tanque cilíndrico de plástico tendo como meio filtrante areia e mantas sintéticas não tecidas. A taxa de filtração adotada durante os experimentos foi de  $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ . O sistema de tratamento em estudo apresentou reduções consideráveis dos valores de alguns parâmetros de controle ambiental indicando a possibilidade do uso da filtração lenta para remediação de águas residuárias. As principais reduções obtidas referem-se a 40% de turbidez, 21% da coloração, 35% de dureza, 35% de carbono orgânico total (TOC) e reduções consideráveis de metais pesados (60% de cádmio, 30% de chumbo, 25% de cobre e 30% de cromo). Com relação à reutilização do chorume tratado em atividades agrícolas ainda são necessárias maiores reduções dos valores de parâmetros analíticos através da complementação com outras tecnologias de tratamento.

**Palavras-chave:** Percolado, Aterro Sanitário, Filtração Lenta, Reuso.

## **SLOW SAND FILTER IN THE TREATMENT OF LEACHATE OF THE SANITARY LANDFILL OF LIMEIRA-SP**

### **ABSTRACT**

The final disposition of solids residues is a practice that still brings serious impacts to the environment. In sanitary landfill, the residues goes through physical, chemical and biological decomposition processes, generating into a gas phase (mainly composed by CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>) and a liquid phase known as leachate. The waste leachate is a liquid with high pollutant potential. The conventional methods used in the treatment this residue have discarded him with intense coloration and high toxicity. This work had as objective implant in pilot scale a system of slow sand filtration preceded of a pré-filtration, only in non-woven synthetic fabrics, for the waste leachate treatment in natura, originating from the sanitary landfill of the city of Limeira-SP. The slow sand filter is constituted by a plastic cylindrical tank, sands and non-woven synthetic fabrics. The filtration rate adopted during the experiments it was of 3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. The treatment system in study presented considerable reductions of some values of environmental parameters control indicating the possibility of the use of the slow filtration for remediação of wastewaters. The main obtained reductions were 40% of turbidity, 21% of color, 35% of hardness, 35% of total organic carbon (TOC) and reductions considerably of heavy metals (60% of cadmium, 30% of lead, 25% of cupper and 30% of chrome). For the reuse of the treated leachate in agricultural activities are necessary larger reductions of some values of analytic parameters through the complementation with other treatment technologies.

**Keywords:** Landfill Leachate, Sanitary Landfill, Slow Sand Filtration, Reuse.

## 1.0 INTRODUÇÃO

O crescente aumento da população, do setor industrial e comercial tem sido acompanhado pela rápida geração de resíduos (LIN e CHANG, 2000). A disposição final destes resíduos em aterros sanitários é uma prática que ainda traz graves impactos ambientais. De maneira geral os componentes que participam da constituição do lixo urbano são papéis, restos de alimentos, plásticos, metais, borrachas, líquidos residuais de embalagens de pesticidas e outros produtos químicos, latas de tintas, baterias, agentes de limpeza, óleos, graxas, dentre outros (BERTAZZOLI e PELEGRINI, 2002).

Cada habitante do planeta produz diariamente algo entre 0,8 e 3,0 Kg de resíduos, o que no Brasil representa uma quantidade de 2,7 mil toneladas de lixo por dia. Todo esse resíduo precisa ser disposto em algum local e as formas de disposição final dos resíduos domésticos podem variar, sendo as mais conhecidas os lixões e os aterros (sanitários e controlados) (PACHECO e PERALTA-ZAMORA, 2004).

Os lixões respondem pelo destino final de cerca de 35% de todo resíduo produzido no Brasil, e caracterizam por serem depósitos a céu aberto, onde o lixo é apenas dispensando, sem nenhum tratamento, havendo alta contaminação do solo e da região nos arredores, contaminando também o lençol freático através da percolação do chorume no solo (PACHECO e PERALTA-ZAMORA, 2004).

Aos aterros controlados são destinados cerca de 37% do lixo produzido. São locais que recebem uma impermeabilização do solo, geralmente feito de polipropileno, porém os gases e líquidos produzidos não recebem qualquer forma de tratamento (PACHECO e PERALTA-ZAMORA, 2004).

Os aterros sanitários respondem pelo destino de cerca de 36% do lixo, sendo os locais mais apropriados para o destino final do lixo. São locais com sistema de coleta e tratamento dos líquidos e gases produzidos no aterro, são impermeabilizados com materiais resistentes e o lixo é alocado em celas de controle. Em geral, os gases gerados a partir da decomposição são queimados, mas podem ser canalizados para serem reaproveitados como fonte de energia (PACHECO e PERALTA-ZAMORA, 2004; AL-MUZAINI, *et al.*, 1995).

O aterramento de resíduos sólidos municipais é a forma de gerenciamento predominante. Nos Estados Unidos aproximadamente 50% ou 128.3 milhões de toneladas de

resíduos sólidos municipais são gerados e descartados em aterros. Esses resíduos juntamente com a infiltração da água da chuva produzem o que chamamos de chorume de lixo (MARNIE, *et al.*, 2005).

O chorume proveniente de aterros sanitários normalmente apresenta uma alta variabilidade composicional, sendo que, diversos nutrientes importantes para agricultura como nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica também podem ser encontrados, atribuindo a esse percolato um elevado potencial de reuso.

O reaproveitamento da água e de nutrientes presentes no chorume é extremamente importante porque a disponibilidade de água doce no mundo é de 0,007% e a fonte de vários nutrientes é cada vez mais escassa. Sendo a agricultura uma das atividades que demanda nutrientes e grandes quantidades de água (em torno de 70%), buscar metodologias de tratamento do chorume é fundamental para atividades futuras que visam reaproveitar minerais indispensáveis.

Diversas metodologias de tratamento são empregadas em aterros sanitários. Neste estudo, visou-se o emprego da filtração lenta como metodologia de tratamento primário do percolato do aterro sanitário de Limeira SP, em função da simplicidade da técnica e o baixo custo de operação.

## **1.1 O Aterro Sanitário de Limeira**

O aterro de Limeira iniciou-se em 1984 (fase I) com características de um lixão e recebia apenas resíduos domésticos até o ano de 1998. Em 1989 iniciaram-se os estudos para implantação de um aterro sanitário, conforme as normas da CETESB. A partir de 1998 iniciou-se a fase II do aterro já com características de um aterro sanitário e preparado para receber resíduos domésticos e resíduos industriais classe II não inertes e III inertes. A área utilizada atualmente fase II está em estágio de finalização e uma fase III já está sendo preparada para receber os resíduos sólidos urbanos e industriais apresentando vida útil em média de 15 anos (GUIZARD, *et al.*, 2004).

O aterro sanitário localiza-se na Rodovia Tatuíbi. O local é limitado ao norte pelo kartódromo, a leste pelo ribeirão Tatu (afluente do rio Piracicaba), ao sul pela rodovia municipal de Limeira-Tatuíbi e a oeste pela área de cultivo municipal. Sua área total é de

aproximadamente 50 hectares, sendo que 190.000 m<sup>2</sup> são destinados para a disposição dos resíduos domésticos e resíduos industriais classe II não inertes e III inertes. Esse aterro recebe também resíduos hospitalares que são incinerados (GUIZARD, *et al.*, 2004).

Segundo NBR 10.004 (1987), os resíduos classe II não inertes compreendem os resíduos que podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente, mas não se enquadram nas classificações de resíduos classe I perigosos. Os resíduos classe III inertes são aqueles que por suas características intrínsecas não oferecem riscos à saúde ou ao meio ambiente.

No aterro sanitário de Limeira o chorume de lixo é tratado através de uma lagoa anaeróbia com dimensões de 30 X 30 X 3,5 metros seguida de uma facultativa com dimensões de 30 X 70 X 1,5 metros. Após o tratamento o chorume é recirculado para massa de lixo. A lagoa anaeróbia é responsável pelo tratamento primário da água residuária e é dimensionada para receber cargas orgânicas elevadas, que impedem a existência de oxigênio dissolvido no meio líquido. O aterro dispõe ainda de uma lagoa facultativa que é responsável pelo tratamento secundário do chorume e refere-se à dualidade ambiental característica desse tipo de lagoa: aeróbia na superfície e anaeróbia no fundo. Uma foto do aterro pode ser vista na Figura 1 onde aparece as duas lagoas de tratamento.



**Figura 1:** Aterro sanitário de Limeira.

Através da seqüência dessas lagoas ocorre o tratamento do percolado, sendo que, mensalmente são analisadas amostras para verificação da eficiência do conjunto, os resultados das análises são avaliados de acordo com a Lei 8.465 art.18 (Citado por GUIZARD, *et al.*, 2004) que se refere à qualidade de efluentes para descarte em corpos receptores. Em caso do não cumprimento dos requisitos da lei citada, o chorume deve ser recirculado para a massa de lixo.

## **2.0 HIPÓTESE**

O tratamento do chorume de lixo “in natura” proveniente do aterro sanitário de Limeira por sistema de filtração lenta precedido de uma pré-filtração em manta sintética não tecida (escala piloto), reduzirá os níveis de poluição no chorume tratado avaliados pelos principais parâmetros de controle ambiental e eventualmente possibilitará o seu reuso na agricultura.

## **3.0 OBJETIVO GERAL**

Este estudo visou o emprego da filtração lenta no tratamento do chorume “in natura” do aterro sanitário de Limeira com perspectivas para o reuso em atividades agrícolas.

### **3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Verificar a viabilidade técnica do uso da filtração lenta no tratamento do chorume proveniente de aterro sanitário;
- Avaliar a redução dos níveis de cor, turbidez, matéria orgânica, nitrogênio, metais pesados, compostos organohalogenados e toxicidade no chorume tratado;
- Verificar a viabilidade de reuso do chorume tratado na agricultura.

## 4.0 REVISÃO BIBLIOGRAFICA

### 4.1 Chorume de Lixo

Chorume é um líquido escuro de odor nauseante e extremamente tóxico. O chorume gerado em aterros é decorrente da percolação de águas da chuva, escoamento superficial e bactérias existentes no lixo que expelem enzimas dissolvendo a matéria orgânica formando líquidos (BERTAZZOLI e PELEGRINI, 2002). Esse resíduo é responsável pela mobilização de uma mistura complexa de constituintes orgânicos e inorgânicos (MARNIE, *et al.*, 2005).

Segundo ALUKO e SRIDHAR (2005), na Nigéria o chorume tem causado doenças em produtores rurais através do desenvolvimento de anomalias, baixo peso no nascimento de crianças, incidências de leucemia e outros tipos de câncer nas comunidades locais.

A decomposição do lixo em aterros se dá em três fases e dura cerca de 15 anos até a estabilização final, mas o aterro continua a produzir chorume por cerca de 50 anos mesmo após sua desativação (CAMPOS, *et al.*, 2002 a).

A primeira fase de decomposição dos resíduos se caracteriza pelo consumo de oxigênio e produção de grandes quantidades de CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>. Essa primeira fase dura cerca de 1 mês (PACHECO e PERALTA-ZAMORA, 2004; CHRISTENSEN, *et al.*, 2001).

A segunda fase se caracteriza pela presença de microrganismos anaeróbios acetogênicos e facultativos que hidrolisam e fermentam a celulose e outros materiais putrescíveis, produzindo compostos simples e solúveis, como ácidos voláteis e produtos nitrogenados. Essa fase dura cerca de 5 anos apresentando pH ácido entre 5,0 e 6,0 e compostos inorgânicos em grandes quantidades (PACHECO e PERALTA-ZAMORA, 2004; CHRISTENSEN, *et al.*, 2001).

A terceira fase se caracteriza pela ação das arqueas metanogênicas, os compostos produzidos na fase anterior (segunda fase de decomposição do chorume) começam a ser fontes de nutrientes para os novos microrganismos presentes no meio (arqueas metanogênicas). Os compostos que restam após a ação das arqueas metanogênicas são altamente recalcitrantes e com altas concentrações de nitrogênio. Essa fase apresenta o pH acima de 7,0, grandes

quantidades de sulfetos ( $S^{2-}$ ), precipitação de cátions inorgânicos, principalmente os metais pesados (PACHECO e PERALTA-ZAMORA, 2004; CHRISTENSEN, *et al.*, 2001).

**Tabela 1** – Composição média do percolado de aterro sanitário no Brasil

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa</b>
pH	4,5 – 9
Condutividade específica ( $\mu S\ cm^{-1}$ )	2500 – 35000
Sólidos totais ( $mg\ L^{-1}$ )	2000 – 60000
<b>Matéria orgânica (<math>mg\ L^{-1}</math>)</b>	
Carbono Orgânico Total	30 – 29000
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> )	20 – 57000
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	140 – 152000
Nitrogênio Orgânico	14 – 2500
<b>Macrocomponentes inorgânicos (<math>mg\ L^{-1}</math>)</b>	
Fósforo total	0,1 – 23
Cloretos	150 – 4500
Sulfatos	8 -7750
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	610 – 7320
Sódio	70 -7700
Potássio	50 – 3700
Nitrogênio amoniacal	50 – 2200
Cálcio	10 -7200
Magnésio	30 -15000
Ferro	3 -5500
Manganês	0,03 -1400
<b>Elementos traços inorgânicos (<math>\mu g\ L^{-1}</math>)</b>	
Arsênico	0,01- 1
Cádmio	0,0001- 0,4
Cromo	0,02 -1,5
Cobalto	0,005 -1,5
Cobre	0,005 -10
Chumbo	0,001 -5
Mercúrio	0,00005 -0,16
Níquel	0,015 -13
Zinco	0,03 – 1000

**Fonte:** (DE MORAIS e PERALTA-ZAMORA, 2005 a).

A composição físico-química do chorume é extremamente variável dependendo de fatores que vão desde as condições pluviométricas, tempo de disposição, idade do aterro, condições ambientais e características do próprio lixo (BERTAZZOLI e PELEGRINI, 2002; JEONG-HOON, *et al.*, 2001; MARNIE, *et al.*, 2005). No entanto os principais compostos presentes nesse efluente são: matéria orgânica, matéria inorgânica, metais pesados, compostos organohalogenados (AOX), bactérias heterotróficas, dentre outros (LIN e CHANG, 2000). Uma composição do chorume no Brasil pode ser visualizada na Tabela 1 (DE MORAIS e PERALTA-ZAMORA, 2005 a).

No chorume é possível detectar a presença de diversos metais considerados perigosos aos ecossistemas (Tabela 1). A principal fonte de introdução dos metais pesados no chorume vem principalmente da decomposição de embalagens metálicas, pilhas, baterias e outros materiais descartados. A mobilização dos metais em decomposição no lixo para o chorume se processa por meio da formação de íons hidratados e pela complexação com substratos inorgânicos e orgânicos de baixo peso molecular (aminoácidos e açúcares, por exemplo), com polímeros (ácidos fúlvicos e húmicos), e com os colóides de alto peso molecular (PASCHOAL, 2002). Quantidades significativas de metais podem associar ao material particulado orgânico ou inorgânico sendo também um importante meio de transporte para o chorume (PASCHOAL, 2002).

A mobilização dos metais pesados no aterro depende também da natureza do contaminante (capacidade de realizar ligações) e de características como índice pluviométrico (quantidade de chuva) que são os principais mecanismos que determinam a distribuição desse tipo de poluente.

A fração biodisponível de metais é definida como a fração da concentração total em cada reservatório abiótico que é absorvida pelos organismos (BORGAMANN, *et al.*, 2004). Essa fração compreende os metais fracamente ligados que podem ser facilmente mobilizado tornando-se disponíveis para a biota (CALMANO, *et al.*, 1993). Existem evidências de que a biodisponibilidade está relacionada com as atividades químicas do metal no sistema, metais na forma insolúveis ou precipitados reduzem consideravelmente a biodisponibilidade e conseqüentemente a toxicidade (WARD, *et al.*, 2005; WANG e CHAPMAN, 1999; PESCH, *et al.*, 1995; SIBLEY, *et al.*, 1996)

Concentrações de ácidos orgânicos, principalmente os húmicos e fúlvicos e dureza atuam reduzindo ou aumentando a toxicidade de alguns metais, tais como cádmio, cobre e chumbo por meio da complexação com estes metais permanecendo no ambiente por processo de bioacumulação (PASCHOAL, 2002).

No chorume, os compostos organohalogenados e seus produtos de degradação se distribuem de formas dissolvidas e incorporadas às partículas em suspensão formadas por argila e matéria orgânica em decomposição. O transporte e acúmulo desses compostos nos ambientes são controlados pelos processos de adsorção e desadsorção às partículas em suspensão as quais acabam sendo depositados na forma de sedimento o que pode imobiliza-los permanentemente ou temporariamente (CALHEIROS, 1993; BORGLIN, *et al.*, 1996).

A matéria orgânica nitrogenada, encontrada em abundância nos aterros sanitários, é rapidamente biodegradada sendo convertida pelas bactérias heterotróficas em amônia na forma livre ( $\text{NH}_3$ ) e na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) através do processo de amonificação. As bactérias heterotróficas (presentes no chorume em grande quantidade) utilizam o nitrogênio amoniacal para síntese em condições aeróbias e anóxicas e o nitrogênio na forma de nitrato comoceptor de elétrons em condições anóxicas (SPERLING, 1996).

Os sinergismos desses compostos podem ocasionar elevadas toxicidades (BERNARD, *et al.*, 1997). Um exemplo disso é que chorume de aterros sanitários tem sido suspeitos de causarem distúrbios na reprodução de peixes em lagos na Suécia (DAVE e NILSSON, 2005).

O chorume de lixo é bem mais agressivo que esgoto e precisa de um tratamento adequado. O tratamento de chorume é uma medida de proteção ambiental, de manutenção da estabilidade do aterro e uma forma de garantir uma melhor qualidade de vida para a população local.

#### **4.2 Alguns Métodos de Tratamento do Chorume**

Os processos de tratamento do chorume de lixo foram iniciados a partir dos processos de tratamento de esgoto doméstico, como esse resíduo é bem diferente os processos convencionais nem sempre respondem com a mesma eficiência comprovada aos efluentes domésticos.

Uma metodologia que tem demonstrado reduzir a poluição do chorume é a sua recirculação pós-tratamento para dentro do aterro. Essa prática melhora a biodegradação da matéria orgânica presente no lixo através da introdução de oxigênio dissolvido estendendo as atividades aeróbias por mais tempo, reduz a vazão a tratar, garantindo assim a manutenção de um nível admissível no interior das células que não iniba o processo de decomposição dos resíduos, além de assegurar a estabilidade geotécnica do depósito (CHAN, *et al.*, 2002; SAN e ONAY, 2001). No entanto a recirculação do chorume deve ser cuidadosamente observada. Se uma grande quantidade de chorume é recirculada pode ocasionar problemas relacionados à saturação (SAN e ONAY, 2001).

O tratamento bioquímico através de wetlands que utiliza plantas aquáticas (flutuantes ou emergentes), solos e a associação de microrganismos para remoção de contaminantes de diversos tipos de águas residuárias, também é empregado no tratamento do chorume. Na Nigéria estudos utilizando wetlands têm demonstrado sustentabilidade, baixo custo e altas reduções de alguns parâmetros analíticos importantes: sólidos suspensos (81%), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (86%) e nitrogênio amoniacal (98%) (ALUKO e SRIDHAR, 2005). Outros estudos relatam também que através de wetlands o chorume apresentou reduções consideráveis de metais, nível da toxicidade aguda, fósforo total e nitrogênio amoniacal (BLOOR e BANKS, 2005; FRASER, *et al.*, 2004; SOGUT, *et al.*, 2005; WALSH, *et al.*, 2002; TYRREL, *et al.*, 2002).

O tratamento biológico do chorume através de lagoas de estabilização se caracteriza pela simplicidade, eficiência e baixo custo, onde a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e redução fotossintética das algas. Segundo MAEHLUM (1995), sistemas biológicos de tratamento do chorume de lixo composto por uma lagoa anaeróbia seguido de uma lagoa aeróbia e wetlands demonstraram reduções promissoras de nitrogênio, fósforo, ferro e organismos patogênicos (70-95%). Diversos estudos relatam que a tecnologia de tratamento através de lagoas de estabilização são experiências bem sucedidas na remediação do chorume além disso são sistemas indicados para as condições brasileiras devido aos seguintes aspectos: clima favorável (temperatura e insolação elevadas), operação simples, necessidade de pouco ou nenhum equipamento (ORUPOLD, *et al.*, 1997; ROBINSON e LUO, 1991; ROBINSON e BARR, 1999; SERAFIM, *et al.*, 2003).

O tratamento químico através de Processos Oxidativos Avançados (POA) é capaz de promover a degradação ou até mesmo a mineralização da matéria poluente e representa uma das tecnologias mais promissoras para tratamento de águas residuárias. Segundo DE MORAIS e PERALTA-ZAMORA (2005 b), o chorume quando tratado por POA como metodologia terciária pode promover uma depuração bastante significativa deixando o chorume em condições de reuso. Também podem ser utilizadas como pré-tratamento favorecendo a biodegradação. Esse manejo é mais indicado quando o chorume é originário de aterros “velhos” por possuírem macromoléculas orgânicas resistentes à degradação microbiológica.

### **4.3 Filtração Lenta**

A filtração lenta tem sido usada no tratamento de água para abastecimento público desde o começo do século XIX e tem se mostrado um sistema eficaz de tratamento (DI BERNARDO, 1999). Em 1828 os filtros de areia foram utilizados pela primeira vez para abastecimento público na cidade de Londres, visando, principalmente a remoção de sólidos suspensos da água bruta (DI BERNARDO, 1993 a).

Em 1980, no Reino Unido, a filtração lenta era o processo utilizado em cerca de 27,6% do total da água tratada, além disso, em outras regiões da Inglaterra mais de 70% da água tratada estavam envolvidas com a filtração lenta como processo secundário de tratamento, Mbwette e Graham (Citado por LONDE e PATERNIANI, 2002).

Entre 1914 e 1918 o interesse por essa tecnologia de tratamento diminuiu sensivelmente devido ao crescimento da filtração rápida, que possibilitou a aplicação de taxas mais elevadas e conseqüentemente a produção de um volume maior de água tratada por unidade de área, Bollmann (Citado por LONDE e PATERNIANI, 2002). No Brasil, esta tecnologia foi utilizada em algumas cidades até a década de 60, posteriormente com aumento da degradação da qualidade dos mananciais, a maioria das instalações de filtração lenta foi modificada por sistemas mais completos (DI BERNARDO, 1993 a).

No entanto em todo o mundo tem se renovado o interesse pelo potencial de utilização desse processo, especialmente em pequenas comunidades rurais, apesar de ser também uma técnica adotada como método de tratamento em grandes cidades européias (MURTHA e

HELLER, 2003). Cerca de 20% da água para beber no Reino Unido ainda é tratada por sistema de filtração lenta assim como 80% de toda água de Londres (ADIN, 2003).

Segundo ADIN (2003), os mecanismos mais importantes para remoção de impurezas da água são: Alta atividade biológica, mecanismos de filtração e adsorção. Estas características fazem com que a filtração lenta torne-se um dos mais atraentes tratamentos para efluentes.

Segundo DI BERNARDO (1993 a), o filtro lento após seu amadurecimento biológico possui três zonas distintas: superfície de coesão ou *schmutzdecke*, zona autótrofa e zona heterótrofa respectivamente. A zona heterótrofa se estende até cerca de 40 cm, onde os microrganismos multiplicam-se em grande escala, os produtos da desassimilação geralmente são usados, de modo que a matéria orgânica é convertida em água, dióxido de carbono, nitratos e fosfatos, ocorrendo a mineralização.

Além disso, a possibilidade de supressão de organismos patogênicos por meio naturais e a simplicidade operacional contribuem para a sustentabilidade de pequenos sistemas e compatibilização com princípios naturais, apresentando algumas vantagens sobre outras tecnologias: não necessita da utilização de produtos químicos, não exige equipamentos sofisticados, nem operadores altamente qualificados, além de ser de simples construção (MURTHA e HELLER, 2003; FERRAZ e PATERNIANI, 2002 a).

Existem ainda alguns fatores que limitam o uso dessa tecnologia de tratamento de águas, por exemplo, a operação de limpeza dos filtros lentos, normalmente realizada através da raspagem da camada superior de areia, (aproximadamente 5 cm) a lavagem e a recolocação da areia no leito filtrante (FERRAZ e PATERNIANI, 2002 b). No entanto, a espessura da camada de areia pode ser diminuída quando são empregadas mantas sintéticas não tecidas no topo da camada de areia (PATERNIANI, 1991). As mantas não tecidas possuem maior capacidade de retenção de impurezas do que a areia aumentando a duração da carreira de filtração (DI BERNARDO, 1999).

Outra limitação desta tecnologia que deve ser citada é a característica da água a ser filtrada em função da degradação da qualidade de mananciais. Mais recentemente tem sido focada a atenção no uso da filtração lenta como tratamento terciário de águas residuárias (NAKHLA e FAROOQ, 2003). Para ampliar a utilização de filtros lentos para águas com qualidade inferior é necessária a adoção de sistemas de pré-tratamentos que permitam

condicionar a qualidade da água bruta às limitações das unidades de filtração (DI BERNARDO, 1999).

#### **4.4 Filtração Lenta para Águas Residuárias.**

Estudos recentes têm demonstrado que o sistema de filtração lenta pode ser usado para tratamento de águas residuárias com alta eficiência na redução da matéria orgânica e derivados do nitrogênio (MERMILLOD-BLONDIN, *et al.*, 2005; CAMPOS, *et al.*, 2002 b), reduções de espécies orgânicas tóxicas (CHEN e LU, 2004) e reduções de metais pesados de alto impacto ambiental cádmio, cromo e chumbo (MUHAMMAD e HOOKE, 2003).

BEAVERS e TULLY (2005), obtiveram consideráveis reduções de nitrogênio (em torno de 52%) através da utilização de quatro tecnologias de tratamento de esgoto para pequenas comunidades, dentre as tecnologias de tratamento escolhidas observou-se a utilização de um filtro lento.

Segundo PATERNIANI e LONDE (2003), a filtração lenta utilizada como tecnologia complementar em sistemas de tratamento de águas residuárias possui algumas vantagens: simplicidade de instalação, operação e manutenção, baixo custo, e redução dos valores de alguns parâmetros analíticos de controle ambiental.

No sistema de filtração lenta existe a formação de uma camada biológica no topo do meio filtrante denominada de Schmutzdecke constituída fundamentalmente de partículas inertes, matéria orgânica e uma grande variedade de microrganismos, tais como bactérias, algas, protozoários, etc (DI BERNARDO, 1993 a). Essa camada biológica contribui significativamente para degradação de alguns compostos poluentes. MUHAMMAD e HOOKE (2003), estudaram a susceptibilidade aos metais pesados cádmio, cromo e chumbo de três espécies de bactérias todas do gênero *Pseudomonas* presentes no Schmutzdecke de filtros lento. Observou-se que todas três espécies toleraram altas doses dos metais pesados.

Essa intensa atividade biológica é uma das características importantes do filtro lento para o tratamento de águas residuárias, além disso, existe a possibilidade de seu funcionamento como um reator aeróbio e anaeróbio simultaneamente (ADIN, 2003). Segundo ELLIS e AYDIN (1995), nas profundidades da camada de areia também ocorrem atividades

biológicas. Essas características contribuem para redução da matéria orgânica nitrogenada e carbonatada (ADIN, 2003).

Segundo conclusões de NAKHLA e FAROOQ (2003), durante dois anos de estudo em escala piloto a filtração lenta pode ser usada como tratamento terciário de água residuárias, apresentando remoções de sólidos suspensos, turbidez, contaminantes microbiológicos e remoções de nitrogênio. Foi confirmado também que simultâneas nitrificações e desnitrificações ocorrem no filtro lento e suas eficiências de remoção estão correlacionadas com a taxa de filtração e tamanho dos grãos de areia.

A taxa de filtração nos filtros lentos é limitada pela NBR 1989 (Citado por DI BERNARDO, 1999) em  $6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  quando se tem meio filtrante constituído unicamente de areia. Embora as pesquisas realizadas com mantas sintéticas indiquem a possibilidade da utilização de taxa de filtração dessa ordem de grandeza, têm sido recomendados valores da taxa de filtração entre 2 e  $5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ , dependendo da qualidade do afluente e da carga hidráulica disponível total. Para águas com valores continuamente baixo de turbidez, cor verdadeira, concentração de algas, índice de coliformes totais e fecais, etc (características similares às da classe 1 da Resolução nº 375 do CONAMA), os filtros lentos podem comportar taxas de filtração mais elevadas desde que fossem comprovadas em instalação piloto. No entanto, se fosse observada deterioração da qualidade da água bruta ao longo da operação, há possibilidade de adequar o sistema, ampliando os filtros ou instalando mantas (DI BERNARDO, 1999).

#### **4.5 Reuso de Água Residuária na Agricultura**

Diversas buscas por métodos para tratamento de águas residuárias são extremamente importantes nos dias de hoje. Sabe-se que o recurso água no mundo é finito e está ameaçado pela poluição, uma das estratégias de desenvolvimento e gerenciamento da água é o seu reuso. A reutilização da água residuária (pós-tratamento) na agricultura é uma técnica que tem sido utilizada em várias partes do mundo: Califórnia, Austrália, México, Israel dentre outros fornecendo água, nutrientes e em alguns casos reduzindo custos (ANDERSON, 2000).

No entanto os risco de contaminação através de vegetais irrigados com águas residuárias tem demonstrado ser alto (SHUVAL, *et al.*, 1997). Estudos em Marrocos

demonstraram que o reuso de efluentes na agricultura pode ser limitado em função da transmissão de microrganismos patogênicos para seres humanos, principalmente crianças entre 2 e 8 anos ( AMAHMID e BOUHOUM, 2005).

Segundo KALAVROUZIOS e colaboradores (2005), a reutilização de esgoto doméstico tratado por sistemas biológicos na agricultura requer o desenvolvimento de um plano que deve levar em consideração todos parâmetros relativos a operação do sistema de tratamento, características da área, clima, características qualitativas do efluente em termos de comportamento físico, químico e biológico e características do cultivo em questão. Esses são parâmetros importantes para segurança no reaproveitamento de efluentes.

No México uma nova legislação foi desenvolvida permitindo a presença de nutrientes e matéria orgânica nos efluentes em concentrações apropriadas para reuso, enquanto que patógenos especialmente ovos de helmintos devem ser removidos (JIMENEZ, 2005).

No Chile as fontes de águas são escassas principalmente no norte árido constituindo uma limitação para o desenvolvimento da economia na região. A otimização do reuso de efluente pós tratamento secundário tem sido a estratégia adotado (CASTILLO, *et al.*, 2003).

A idéia da reutilização de águas residuárias, por exemplo, esgotos domésticos para fins de irrigação na agricultura de subsistência ou forrageira, para criação de peixes, dessedentação de animais, torres de resfriamento, construções civis, lagos ornamentais, descargas de vasos sanitários, etc muitas vezes tem conotação negativa para grande parte da população, entretanto sistemas de tratamento de esgotos quando bem projetados e operados removem satisfatoriamente diversos poluentes: matéria orgânica, sólidos em suspensão e organismos patogênicos. Além disso é uma das formas interessantes de poupar considerável volume de água potável, utilizando para essas atividades água de qualidade inferior (SOUSA, *et al.*, 2001).

Segundo PATERNIANI e LONDE (2003), o tratamento do esgoto (pós leitos cultivados) por filtração lenta proporciona uma eficiente redução de partículas sólidas, minimizando o risco de obstruções de gotejadores quando utilizados para irrigação localizada. Apesar da alta eficiência na remoção de coliformes totais e fecais é recomendável que o efluente passe por processos de desinfecção.

O reaproveitamento de águas residuária na agricultura fornece opções inovadoras e alternativas, mas é importante a adoção de um projeto de proteção à saúde pública, o emprego

de tecnologias apropriadas de tratamento que propicie a retirada do nutriente ou substância de interesse e devem ser avaliados algumas variáveis: sodicidade, salinidade, excesso de nutrientes e aspectos sanitários. Particularmente o esgoto doméstico quando utilizado sem tratamento adequado na agricultura pode contaminar o ambiente, os trabalhadores e os consumidores (HUIBERS e VAN LIER, 2005).

No Brasil não existe normas nem critérios próprios para reuso de água de qualidade inferior, apesar da utilização de esgoto doméstico na agricultura ser uma prática milenar realizada em todos os continentes (SOUSA, *et al.*, 2005). Na falta de normas, segue-se as recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS, 1989)

## 5.0 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Local do Experimento

Os experimentos foram realizados no Centro Superior de Educação Tecnológica – CESET (UNICAMP) e Aterro Sanitário de Limeira, onde foi construído um sistema piloto de tratamento de chorume de lixo (“in natura”) por filtração lenta precedido por uma pré-filtração utilizando apenas manta sintética não tecida.

### 5.2 Tratamento Anterior à Filtração Lenta

O chorume de lixo é conduzido por gravidade a uma lagoa cujo tempo de detenção hidráulica é de 24 horas. Esta lagoa é chamada de lagoa pulmão e é utilizada para captação do chorume que sai da massa de lixo. Possui dimensões de 20X20X2 metros impermeabilizada com manta PEAD de 3 mm (Figura 2).

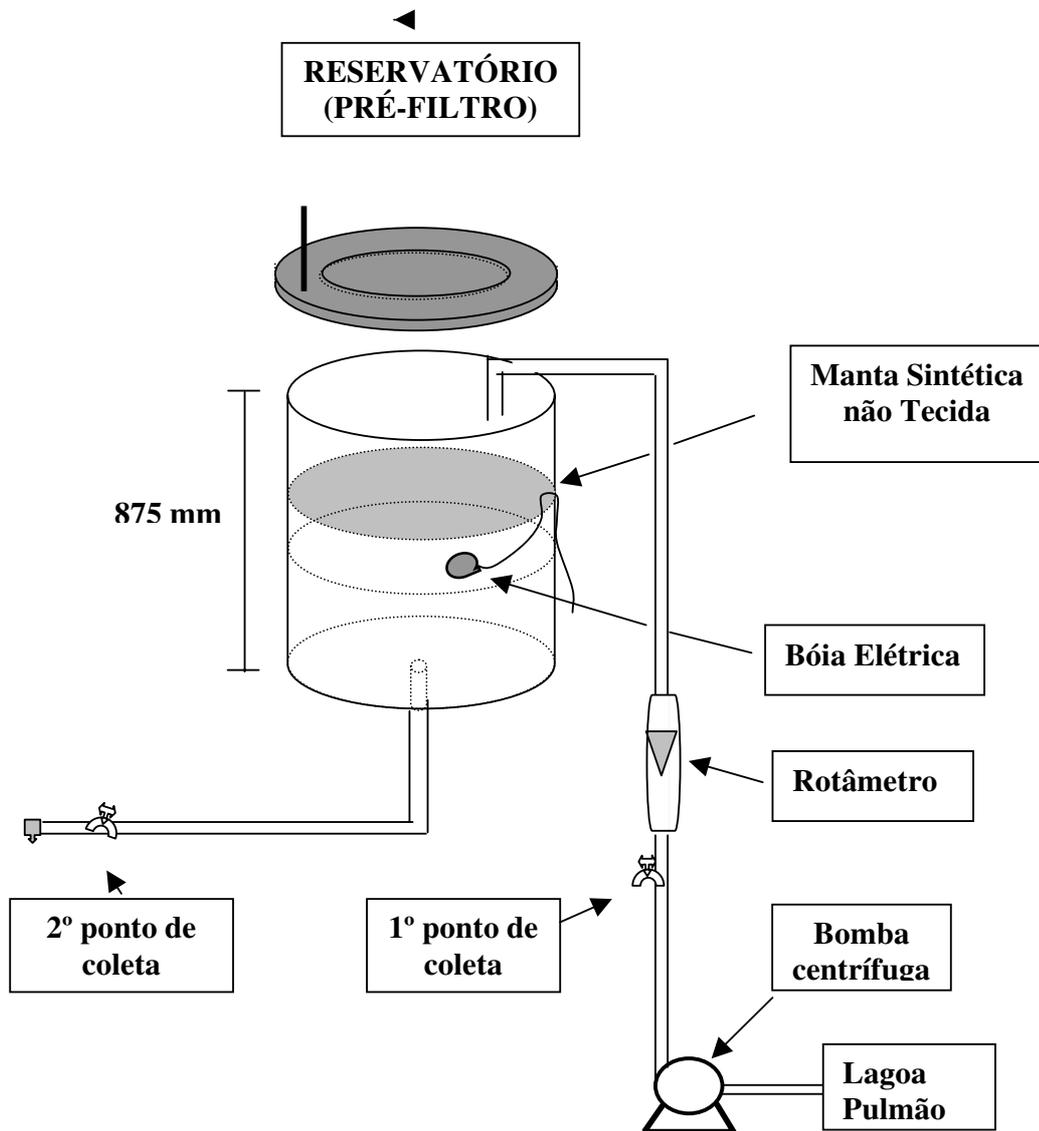
Durante os estudos pressupôs-se que não ocorreria nenhum tratamento significativo do chorume nesta lagoa. No entanto posteriormente realizou-se um monitoramento para verificar as possíveis reduções de alguns valores de parâmetros analíticos.



**Figura 2:** Lagoa pulmão.

### 5.3 Sistema de Pré-Filtração Utilizando Apenas Manta Sintética Não Tecida

Construiu-se um pré-filtro constituído por um tanque cilíndrico de plástico (polipropileno), com altura útil de 875 mm, diâmetro de 580 mm e seção circular de 0,26 m<sup>2</sup>. Utilizou-se no tratamento apenas manta sintética não tecida. O chorume em estudo chega ao pré-filtro pela parte superior onde existem duas torneiras uma para captação do chorume “in natura” e outra para captação do chorume pós pré-filtração (Figura 3).



**Figura 3:** Esquema do Pré-Filtro utilizando manta sintética não tecida.

A alimentação do pré-filtro foi realizada por uma bomba hidráulica, regulada por uma bóia elétrica com a finalidade de manter um volume de chorume dentro do pré-filtro ( $V_{\max} = 85\text{L}$  e  $V_{\min} = 50\text{L}$ ) para alimentar o filtro lento. Utilizou-se também ao longo da pesquisa um rotâmetro a fim de se verificar a vazão de entrada do chorume para o pré-filtro. Foi possível observar que durante os estudos a manta aos poucos foi entupindo e seu diâmetro útil de tratamento foi aumentando para manter a mesma vazão inicial, demonstrando conseqüentemente uma taxa praticamente constante. A taxa adotada nos experimentos foi de  $406\text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ .

O meio filtrante do pré-filtro constituiu-se apenas de manta sintética não tecida da marca Geotêxtil GeoFort GF modelo 14 denominada de M1. A manta M1 é caracterizada por: 93.81% de porosidade, superfície específica de  $3,645\text{ m}^2/\text{m}^3$ , gramatura  $300\text{ g}/\text{m}^2$ , espessura de 2 mm e composição 100% polipropileno. A manta M1 foi empregada na pré-filtração por apresentar segundo suas características, alta porosidade indicando pequena perda de carga no sistema (Figura 4).



**Figura 4:** Manta sintética não tecida

O esquema de fixação da manta nesta primeira etapa do tratamento foi realizado da seguinte forma: As mantas foram recortadas em forma circular com diâmetros maiores que o diâmetro do pré-filtro e foram fixadas através de um arco metálico preso na parte exterior, apresentando assim a característica de um “coador” (Figuras 5a e 5b).



**Figura 5 a:** Esquema de fixação -  
vista superior



**Figura 5 b:** Esquema de fixação -  
vista lateral

A principal finalidade do pré-filtro foi a possível diminuição da turbidez e materiais grosseiros aumentando a duração da carreira de filtração no filtro lento.

#### 5.4 Sistema de Filtração Lenta

O filtro lento construído é constituído por um tanque cilíndrico de plástico (polipropileno) com altura útil de 1750 mm, diâmetro de 580 mm e seção circular de 0,26 m<sup>2</sup>. O tempo de detenção hidráulica do chorume dentro do filtro lento foi em média 12 horas (Figura 6).

O efluente em estudo foi conduzido através de uma mangueira plástica por meio de uma bomba hidráulica até o sistema de pré-filtração em manta e posteriormente por gravidade ao filtro lento. No filtro lento existem duas torneiras uma para captação do chorume pós-pré-filtração e outra para captação do chorume pós-filtração lenta (Figura 7 e 8). O sistema de coleta foi constituído por um tubo de PVC o qual tem origem junto ao sistema de drenagem e segue até 10 cm acima da camada de areia, evitando assim a ocorrência de pressão negativa e conseqüentemente, acúmulo de ar no interior do meio filtrante, além de garantir a presença constante de chorume no interior do filtro.

Durante os estudos manteve-se o filtro lento com nível constante mediante utilização de uma bóia hidráulica fixa na parte superior e taxa de filtração constante por meio de registro regulador de vazão na parte inferior (após sistema de drenagem). A taxa adotada foi de 3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d sendo monitorada periodicamente através do método volumétrico.

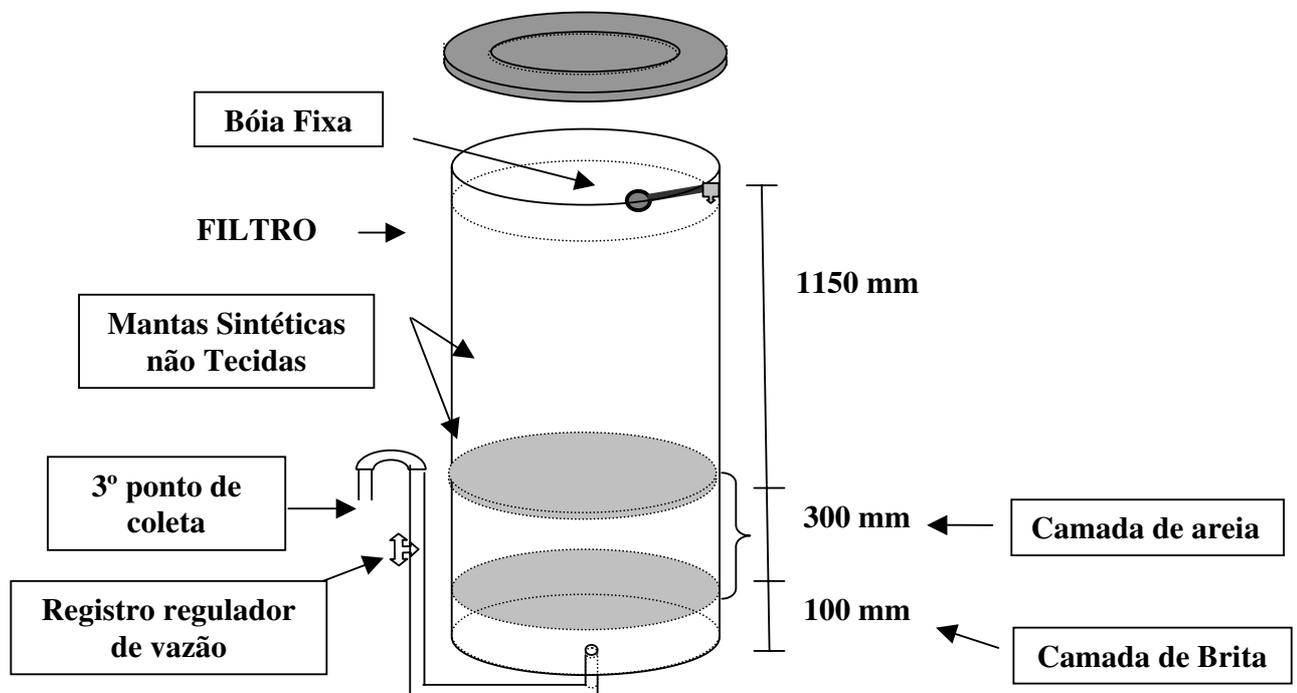
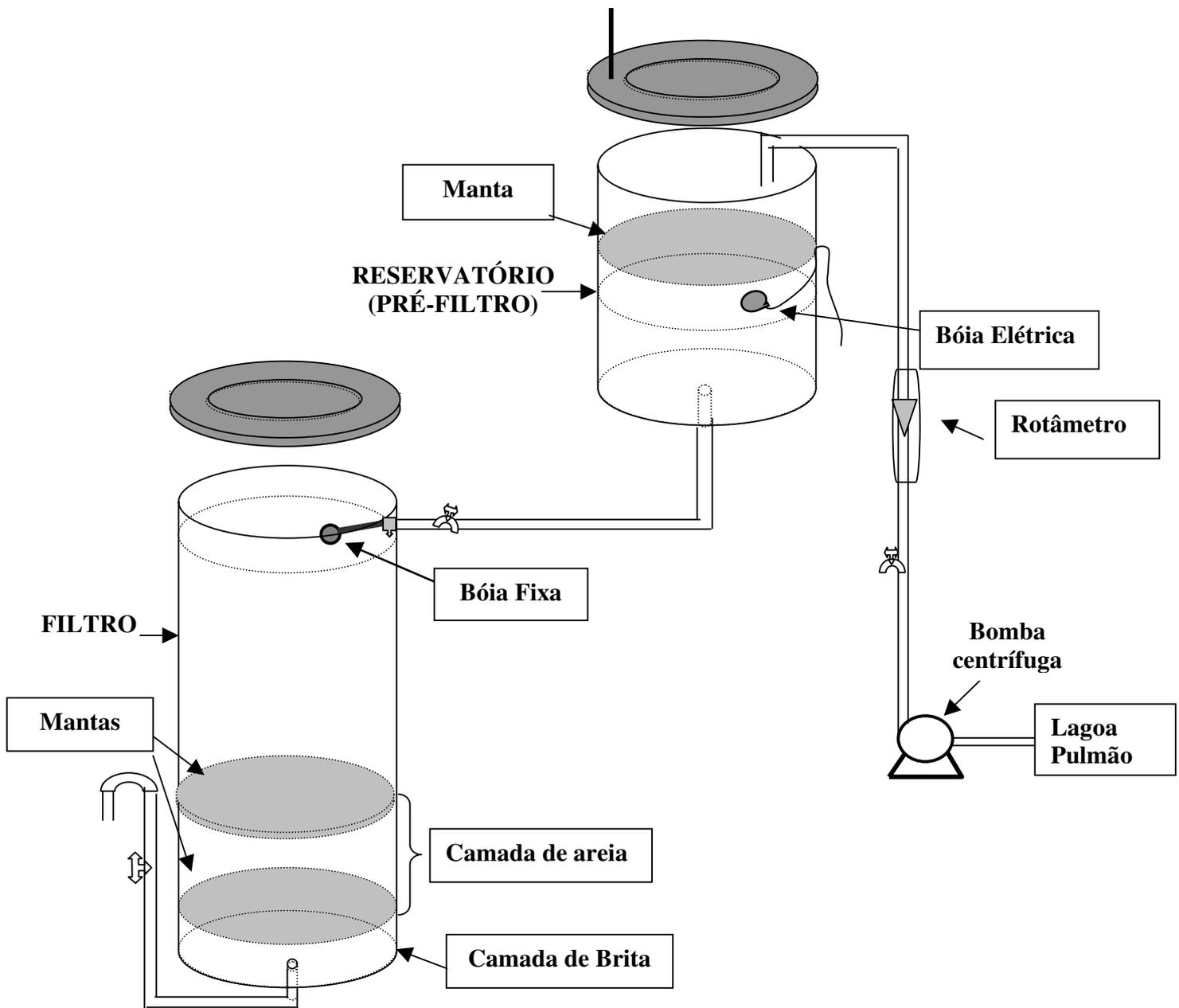


Figura 6 : Esquema do Filtro lento



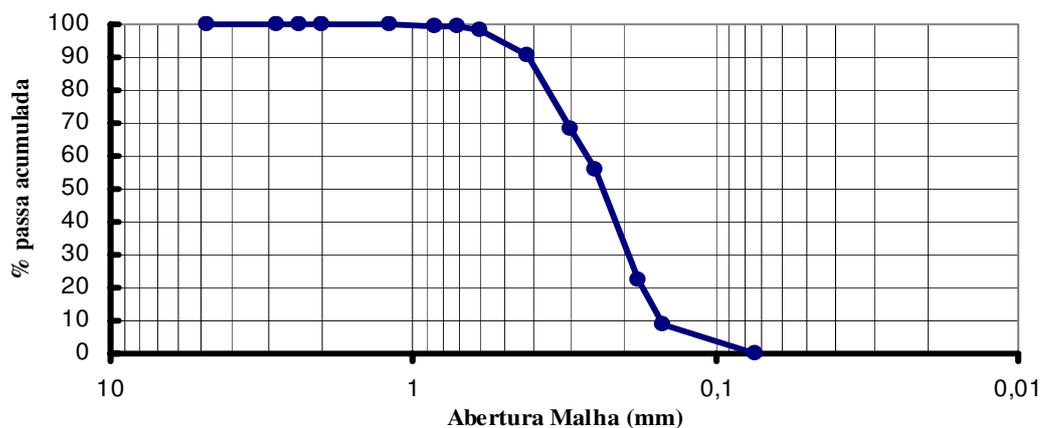
**Figura 7:** Esquema completo do sistema de pré-filtração em manta sintética não tecida com seqüencial filtração lenta.



**Figura 8:** Foto do sistema de pré-filtração em manta sintética não tecida com seqüencial filtração lenta.

A espessura do material filtrante foi constituída de uma camada de 300 mm de areia comum utilizada em construção civil, seguido de 100 mm de brita n° 2 empregada como camada suporte. Para caracterização da areia realizou-se um ensaio granulométrico conforme norma CETESB M4 500, (1995) (Figura 9).

#### Curva Granulométrica



**Figura 9:** Curva granulométrica da areia comum de construção civil em estudo.

Antes de ser colocada no filtro a areia foi lavada com água no sentido ascensional promovendo a fluidificação dos grãos de areia. Após a lavagem, as areias limpas foram distribuídas em bandejas de alumínio e levadas à estufa para secagem. O período de secagem foi de 24 horas sob temperatura de 105 °C.

De acordo com a Tabela 2 pode-se observar que a areia em estudo apresentou algumas características similares a areia recomendada por DI BERNARDO (1993 a), para filtração lenta.

**Tabela 2: Características granulométricas obtidas para a areia em estudo e características recomendadas para a areia usualmente empregada na filtração lenta.**

Tamanho Efetivo (mm)	Coefficiente de Desuniformidade	Tamanho dos Grãos (mm)	Referência
<b>0,16</b>	1,75	0,074 a 1,19	Ensaio Realizado
<b>0,15 a 0,3</b>	1,5 a 3,0	0,104 a 1,0	Di Bernardo (1993)

Entre a camada de brita e a camada de areia foi utilizada uma manta sintética não tecida com a finalidade de impedir que a areia permeasse para camada de brita. No topo da camada de areia foram utilizadas duas mantas sintéticas não tecidas com a finalidade de aumentar o tempo efetivo do meio filtrante e para maiores eficiências no desenvolvimento do Schmutzdecke.

As mantas sintéticas não tecidas utilizadas foram da marca Geotêxtil GeoFort GF modelo 17 denominada de M2. A manta M2 é caracterizada por: 95,70% de porosidade, superfície específica de 2,530 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, gramatura 400 g/ m<sup>2</sup>, espessura de 3 mm e composição 100% polipropileno. A manta M2 foi empregada por apresentar características importantes: porosidade e superfície específica. Características que estão relacionadas com o aumento da duração da carreira de filtração e retenção de impurezas respectivamente.

O esquema de fixação das mantas no topo do leito filtrante foi realizado da seguinte forma: As mantas foram recortadas em forma circular com diâmetros ligeiramente maiores

que o diâmetro dos filtros e foram fixadas através de um arco de polietileno com diâmetro ligeiramente menor que o diâmetro interno das unidades. Estes arcos pressionam as mantas contra a parede interna dos filtros evitando espaços vazios.

A manta na camada suporte foi instalada da mesma maneira que as mantas do topo do leito filtrante, porém utilizou-se brita nº 2 como suporte, permitindo assim sua melhor fixação.

A limpeza do pré-filtro e filtro lento foi realizada quando a qualidade do efluente pós tratamento apresentou-se inadequada ou quando ocorreu uma perda de carga excessiva. O processo de limpeza foi realizado através da retirada das mantas sintéticas não tecidas e a utilização de jato d' água pressurizada para lavá-las adequadamente.

## 5.5 Análises

Realizou-se neste estudo quatro carreiras de filtração lenta utilizando a mesma taxa de filtração ( $3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ ) nos meses de fevereiro a junho de 2005 (Tabela 3). O pré-filtro durante todos os meses de pesquisa teve duração de aproximadamente a metade dos dias de funcionamento do filtro lento.

**Tabela 3:** Período de funcionamento do filtro lento

<b>Carreiras de Filtração</b>	<b>Início</b>	<b>Término</b>	<b>Duração (dias)</b>
Primeira	28/02/2005	23/03/2005	24
Segunda	24/03/2005	25/04/2005	33
Terceira	12/05/2005	02/06/2005	22
Quarta	07/06/2005	27/06/2005	21

Na primeira carreira de filtração as análises realizadas foram: pH, Cor, Turbidez, Condutividade, Temperatura, Acidez, Alcalinidade, Dureza, Série de Sólidos, Fósforo Total e AOX. Posteriormente na segunda carreira de filtração acrescentaram-se as análises de Toxicidade Aguda, Bactérias Heterotróficas e Visualização de algas. Na terceira e quarta carreira de filtração realizou-se também as análises de: TOC, Nitrogênio e Metais. A frequência das análises pode ser visualizada na Tabela 4.

Nas últimas carreiras de filtração foi realizado um monitoramento referente à entrada de chorume bruto na lagoa. Os pontos de amostragens foram denominados: Ponto 0 entrada de chorume na lagoa, Ponto 1 pós lagoa, Ponto 2 pos pré-filtro, Ponto 3 pós filtro lento.

**Tabela 4:** Freqüência das análises realizadas

<b>Parâmetros Analíticos</b>	<b>Freqüência das análises</b>
pH	3 vezes por semana.
Cor	3 vezes por semana
Turbidez	3 vezes por semana
Condutividade	3 vezes por semana
Temperatura	3 vezes por semana
Série de Sólidos	2 vezes por mês
Acidez	3 vezes por semana
Alcalinidade	3 vezes por semana
Dureza	3 vezes por semana
Metais	1 vez por mês
Fósforo total	2 vezes por mês
Nitrogênio	2 vezes por mês
AOX	2 vezes por mês
TOC	1 vez por semana
Toxicidade Aguda	1 vez por mês
Bactérias heterotróficas	1 vez por mês (nas três últimas carreiras)
Visualização de algas	1 vez por mês (na segunda carreira)

- ❖ As análises de pH, cor, turbidez, condutividade, temperatura, acidez, alcalinidade e dureza foram realizadas nas duas primeiras carreiras de filtração três vezes por semana e posteriormente duas vezes por semana.
- ❖ A análise de metais foi realizada uma vez por mês no meio da segunda e terceira carreira de filtração
- ❖ A análise de fósforo total foi realizada nas três primeiras carreiras de filtração duas vezes por mês e uma vez por semana na última carreira.
- ❖ A análise de nitrogênio foi realizada na terceira carreira duas vezes por mês e uma vez por semana na última carreira.
- ❖ A análise de AOX foi realizada nas três primeiras carreiras de filtração duas vezes por mês.

- ❖ A análise de TOC foi realizada duas vezes por mês na terceira carreira e uma vez por semana na última carreira
- ❖ A análise de toxicidade aguda foi realizada na metade da segunda, terceira e quarta carreira de filtração.

### **5.5.1 Equipamentos e Metodologias**

#### **pH**

Método potenciométrico segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (4500HB) 20<sup>th</sup> Edition, (APHA 1998), utilizando aparelho TEC-3M Tecnal.

#### **Cor**

A coloração será determinada de acordo com absorbância no comprimento de onda máximo na região do visível utilizando espectrofotômetro DR 2000.

#### **Turbidez**

Método da Nefelometria segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2130B) 20<sup>th</sup> Edition, (APHA 1998), utilizando turbidímetro HACH.

#### **Condutividade**

Método da Condutimetria segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2510B) 20<sup>th</sup> Edition (APHA 1998), utilizando condutímetro Orion modelo 145.

#### **Série de Sólidos**

Método gravimétrico conforme Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2540B) 20<sup>th</sup> Edition (APHA 1998).

#### **Acidez**

Método da Titulometria segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2310 B) 20<sup>th</sup> Edition (APHA 1998).

### **Alcalinidade**

Método da Titulometria segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2320B) 20<sup>th</sup> Edition (APHA 1998).

### **Dureza**

Método da Titulometria segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2340-C) 20<sup>th</sup> Edition (APHA 1998).

### **Metais**

Método “Inductively coupled plasma (ICP)” segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (3120B) 20<sup>th</sup> Edition (APHA 1998), utilizando Espectrômetro de emissão óptica por plasma com acoplamento induzido-Perkin Elmer-3000DV .

### **Nitrogênio e Fósforo Total**

Método Colorimétrico segundo Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater 20<sup>th</sup> Edition (APHA 1998). O equipamento utilizado será espectrofotômetro DR 2000.

### **Carbono Orgânico Total (TOC)**

Metodologia descrita na norma ISO 8245 (1999), utilizando aparelho TOC1200.

### **Halogênios Organicamente ligados (AOX)**

Metodologia descrita na norma ISO 9562 (1989), utilizando aparelho TOC 1200.

### **Determinação da toxicidade aguda em *Euruca sativa* (rúcula)**

Para o ensaio toxicológico com sementes de rúcula (*Euruca sativa*), utilizou-se o método ainda em estudo proposto por INAZAKI e colaboradores (2004). Este método consiste na disposição de um papel filtro numa placa de Petri, o qual foi umedecido com a amostra em questão, e, sobre este, dispostas 50 sementes de rúcula, a fim de se verificar a taxa

de germinação das sementes, bem como a inibição do crescimento causada pelas diferentes concentrações da amostra, por um período de 48 horas.

#### **Determinação da toxicidade aguda em *Allium cepa* (cebola)**

O teste com *Allium cepa* como padrão para monitoramento ambiental foi desenvolvido por FISKESJO (1975). Para este ensaio toxicológico aplicado ao chorume de lixo, utilizou-se a metodologia proposta por RIBEIRO (1999), para efluentes industriais. O método consiste na disposição de pequenas cebolas sobre tubos de ensaio contendo a amostra, de maneira que o sistema radicular da cebola esteja em permanente contato com a amostra, a fim de se verificar a taxa de crescimento das raízes, assim como, também, a inibição do crescimento causada pelas diferentes concentrações da amostra, por um período de 5 dias. As cebolas foram mantidas a temperatura e luminosidade ambiente, água destilada foi utilizada para diluições das amostras e controle e o diâmetro dos bulbos da cebola variaram de 3.5 a 4,0 cm .

#### **Determinação da toxicidade aguda em *Selenastrum capricornutum* (alga verde)**

Para o ensaio toxicológico com a alga verde *Selenastrum capricornutum*, utilizou-se o método segundo a norma ISO 8692 (1989). Este método consiste na exposição de amostras, contendo meio de cultura, substância teste e inóculo, a uma determinada intensidade luminosa, temperatura e agitação. Após um período de exposição de 72 horas foi possível verificar o crescimento da cultura algácea através de determinação da densidade celular das amostras no início e ao fim do ensaio, por meio de câmara de Neubauer.

#### **Determinação da toxicidade aguda com *Daphnia similis***

Para o ensaio toxicológico com *Daphnia similis* utilizou-se o método segundo norma NBR 12713 (2003). O método consiste na exposição de organismos jovens do gênero *Daphnia*, a várias diluições da amostra por um período de 48 hs.

#### **Bactérias Heterotróficas**

O ensaio de bactérias heterotróficas foi realizado segundo norma CETESB L5.201 (1996). O estudo das bactérias heterotróficas foi realizado no final da segunda carreira de

filtração (25 de abril) analisando a densidade de bactérias heterotróficas em oito pontos do sistema de tratamento (Figura 10). Foram realizadas sete diluições de cada ponto em duplicata a fim de se obter uma melhor contagem :

Ponto a: Chorume pós lagoa

Ponto b: Chorume sobrenadante da manta do pré-filtro

Ponto c: Chorume pós pré-filtro na parte superior do filtro lento

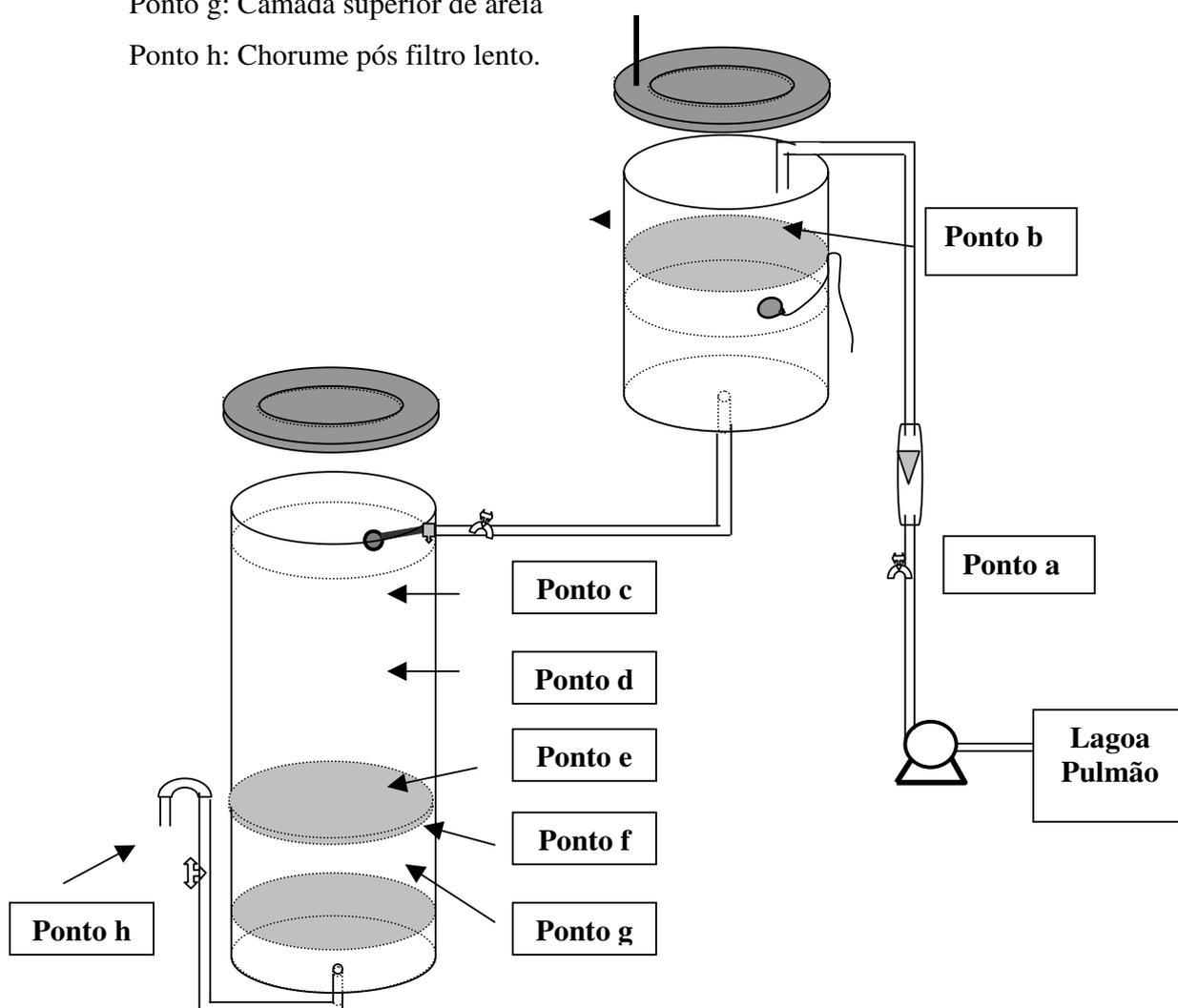
Ponto d: Chorume sobrenadante próximo da manta do filtro lento

Ponto e: Chorume sobrenadante localizado na manta superior do filtro lento

Ponto f: Chorume sobrenadante localizado na manta inferior do filtro lento

Ponto g: Camada superior de areia

Ponto h: Chorume pós filtro lento.



**Figura 10:** Localização dos pontos em que foram coletadas amostras para análise de densidade de bactérias heterotróficas.

## 6.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Tabelas 5, 6 e 7 podem ser visualizados os valores médios e o desvio padrão de alguns parâmetros físicos, bioquímicos e químicos, respectivamente, correspondentes às quatro carreiras de filtração.

**Tabela 5:** Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físicos analisados

Parâmetros	Valores	Ponto 0	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
<b>pH</b>	Médias	7,69	8,01	8,08	8,14
	Desvio Padrão	0,22	0,20	0,19	0,24
<b>Cor – Abs. (400 nm)</b>	Médias	1,84	2,46	2,34	1,93
	Desvio Padrão	0,15	0,39	0,35	0,30
<b>Turbidez (NTU)</b>	Médias	19,04	68,7	48,4	34,9
	Desvio Padrão	3,33	48,83	26,37	16,65
<b>Condutividade (mS)</b>	Médias	12,75	12,21	11,64	12,41
	Desvio Padrão	0,70	0,65	0,65	0,72
<b>Temperatura (°C)</b>	Médias	22	29	27	27
	Desvio Padrão	1,57	7,06	5,70	5,01
<b>Sólidos totais (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Médias	-----	47.905	43.770	31.667
	Desvio Padrão	-----	5.710,86	4.444,95	3.658,25

**Tabela 6:** Valores médios e desvio padrão dos parâmetros bioquímicos analisados

Parâmetros	Valores	Ponto 0	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
TOC (mg.L <sup>-1</sup> )	Médias	828,1	1116,1	-----	916,1
	Desvio Padrão	398,19	550,77	-----	280,98
AOX (µg. L <sup>-1</sup> )	Médias	-----	690,7	-----	904,8
	Desvio Padrão	-----	370,95	-----	511,33
NH <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Médias	439,0	426,0	-----	412,0
	Desvio Padrão	11,27	13,65	-----	52,58
NO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Médias	0,40	0,22	-----	0,15
	Desvio Padrão	0,32	0,18	-----	0,12
NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Médias	0,67	0,73	-----	0,63
	Desvio Padrão	0,41	0,39	-----	0,68
P total (mg.L <sup>-1</sup> )	Médias	0,26	1,70	-----	1,90
	Desvio Padrão	0,25	1,98	-----	2,44

**Tabela 7:** Valores médios e desvio padrão dos parâmetros químicos analisados

<b>Parâmetros</b>	<b>Valores</b>	<b>Ponto 0</b>	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 2</b>	<b>Ponto 3</b>
<b>Acidez (mg.L<sup>-1</sup>CaCO<sub>3</sub>)</b>	Médias	358,2	538,3	440,0	236,0
	Desvio Padrão	151,65	448,58	297,47	120,33
<b>Alcalinidade (mg.L<sup>-1</sup>CaCO<sub>3</sub>)</b>	Médias	5568,4	5438,0	5171,0	5042,4
	Desvio Padrão	219,12	407,86	720,95	289,01
<b>Dureza (mg.L<sup>-1</sup>CaCO<sub>3</sub>)</b>	Médias	771,8	934,0	755,0	564,3
	Desvio Padrão	104,19	448,50	225,31	119,88

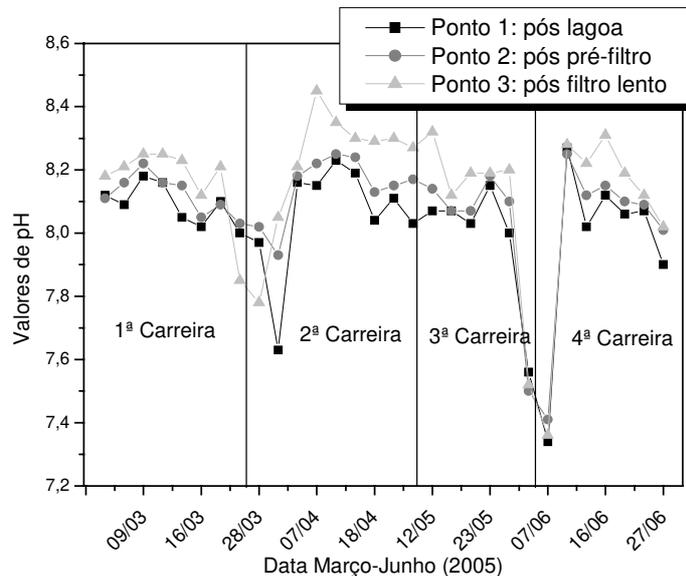
## 6.1 Estudo dos Valores de pH

Os valores de pH mostraram-se elevados com uma variação em torno de 7,3 a 8,5 para os três pontos. Esse fato deve-se as próprias características do chorume quando proveniente de um lixo mais velho (Figura 11).

Segundo CHRISTENSEN e colaboradores (2001), a decomposição do lixo se dá em três fases e dura cerca de 15 anos, a terceira e última fase se caracteriza pela ação das arqueas metanogênicas e é a fase mais ativa biologicamente. Os compostos produzidos na segunda fase de decomposição pelas bactérias acetogênicas começam a ser fontes de nutrientes, sendo consumidos pelos novos microrganismos presentes no meio (arqueas metanogênicas). Os compostos gerados pelas arqueas metanogênicas são metano, CO<sub>2</sub> e água, nesta etapa ocorre uma elevação do pH acima de 7,0 caracterizando um resíduo levemente básico.

Provavelmente esta é a fase em que se encontra o chorume em estudo visto que a etapa II do aterro está em funcionamento há 14 anos. Observa-se que após o chorume passar pelo processo de pré-filtração e filtração lenta os valores de pH apresentaram pequenos acréscimos na maioria das datas analisadas, provavelmente pela contínua decomposição anaeróbia. Esses valores podem ser bem significativos dado que o pH é uma propriedade logarítmica de base dez onde pequenas variações representam elevadas diferenças de concentrações químicas. Esta fase pode favorecer a precipitação de metais pesados em função da faixa de pH em torno de 8,0 a 8,4.

No que se refere ao reuso agrícola o pH torna-se relevante quando se conhece a textura e a estrutura do solo. A absorção dos nutrientes pela raiz capilar depende do pH da água, do solo e da espécie vegetal. A faixa de pH adequada à irrigação está entre 6,5 a 8,4 dentro da faixa em que se encontra o chorume em estudo pós tratamento por filtração lenta. Águas residuárias com potencial hidrogênionicos fora desta faixa poderão causar desequilíbrios nutricionais à planta (SOUSA, *et al.*, 2005).



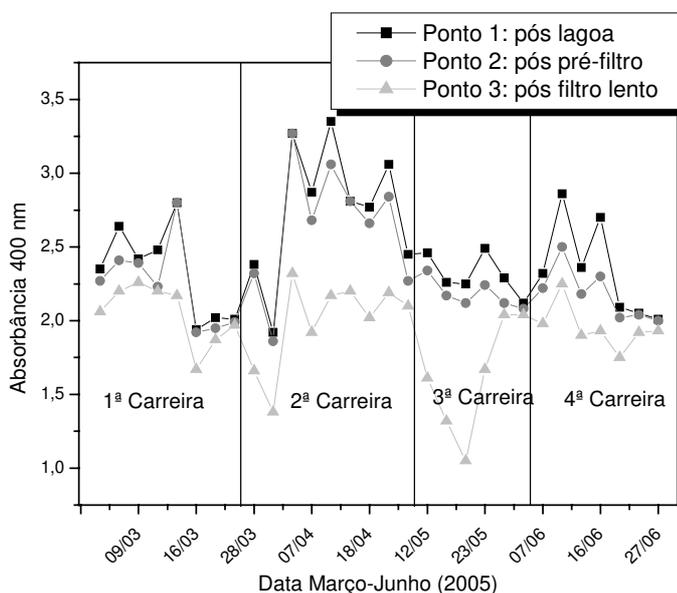
**Figura 11:** Estudo das variações do pH no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1), pós pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós filtração lenta (Ponto 3).

## 6.2 Estudo da Coloração Aparente

Para o estudo da coloração do chorume foi realizado uma varredura de comprimento de onda de 800 nm a 200 nm. O comprimento de onda de máxima absorção do chorume na região do visível (400 nm) foi escolhido para avaliação da coloração (Figura 12). A cor no chorume significa a presença de matéria orgânica decomposta, especialmente às substâncias húmicas que são constituídas de macromoléculas como ácidos amorfos, predominantemente aromáticos e hidrofílicos, proveniente da decomposição de plantas e resíduos de animais. Operacionalmente, as substâncias húmicas podem ser classificadas em três principais frações: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. Devido à presença de vários grupos funcionais, carboxilas, hidroxilas alcoólicas e fenólicas, carbonilas, ésteres etc, as substâncias húmicas podem interagir com materiais orgânicos e inorgânicos por meio de processos físicos e químicos (SANTOS e REZENDE, 2002).

Pôde-se observar que com o tratamento empregado a coloração do efluente em estudo após passar pela pré-filtração e filtração lenta apresentou reduções em média de 21%, uma redução considerável já que os principais sólidos presentes no chorume são sólidos dissolvidos. Durante o estudo a maior redução encontrada foi de 53% referente ao dia 19/05. Para melhor ilustração desse resultado, uma foto comparativa pode ser vista na Figura 13.

O chorume de lixo tem-se destacado pela sua elevada coloração. Esse fato pode ser altamente interferente aos processos fotossintéticos naturais nos leitos dos rios provocando alterações na biota aquática. A cor é um parâmetro de difícil remoção exigindo geralmente outras etapas de tratamento. LIN e CHANG (2000), empregando métodos biológicos combinados com coagulação química com sequencial oxidação por eletron fenton conseguiram reduções da coloração do chorume em torno de 50%, sendo considerado um excelente resultado. Isto comprova a importância das reduções encontradas empregando a técnica de filtração lenta.



**Figura 12:** Estudo da redução da coloração do chorume (comprimento de onda de 400 nm) após pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema de filtração lenta (Ponto 3).



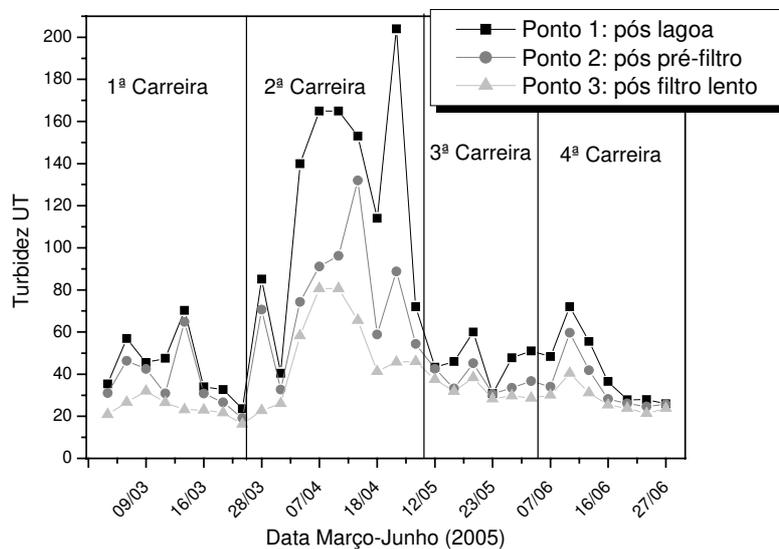
**Figura 13:** Visualização do chorume pós lagoa e pós filtração lenta

### 6.3 Estudo da Turbidez

Pode-se observar a partir dos dados obtidos ao longo da pesquisa a atenuação dos picos de turbidez no chorume após passar pela pré-filtração apresentando uma redução pós filtro lento em média de 40% e a maior redução observada foi de 78% no dia 20/04 (Figura 14).

A atenuação de picos de turbidez pós pré-filtro em pedregulho é um fato bastante conhecido e relatado em diversos trabalhos (FERRAZ e PATERNIANI, 2002 a; PATERNIANI e CONCEIÇÃO, 2001; PATERNIANI e CONCEIÇÃO, 2004). No entanto, o pré-filtro em estudo é constituído apenas de manta sintética não tecida gramatura 300 g/m<sup>2</sup> e também proporcionou a diminuição de valores elevados da turbidez.

A elevada redução da turbidez apresentada neste estudo é extremamente importante visto que, esse parâmetro pode estar associado à presença de compostos tóxicos e organismos patogênicos em suspensão e aderido no material inorgânico. No entanto para fins de reuso é necessário maiores reduções dos valores de turbidez para evitar entupimentos nos equipamentos para irrigação (FELIZATTO, 2001).

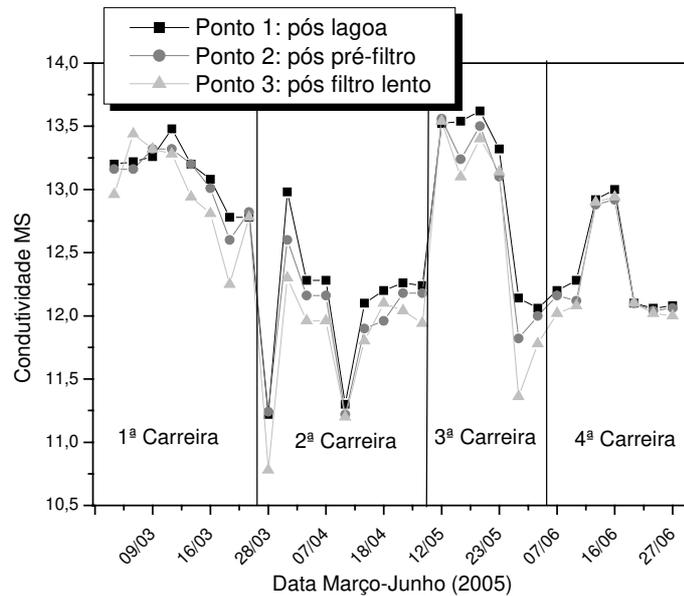


**Figura 14:** Estudo das reduções da turbidez do chorume após pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema por filtração lenta (Ponto 3).

#### 6.4 Estudo da Condutividade

A condutividade refere-se à presença de compostos iônicos solúveis e na faixa de 1 a 10 mS correspondem às características de águas residuárias.

Os valores de condutividade apresentaram pequenas variações durante o período de avaliação do tratamento (Figura 15). Os resultados encontrados no chorume apresentam um valor um pouco acima de 10 mS (até 13,6 mS) e podem influenciar na morte dos organismos teste na análise de toxicidade em função do excesso de concentração de sais e do aumento da capacidade de troca iônica dos compostos.



**Figura 15:** Estudo da variação da condutividade no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1), pós pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós filtração lenta (Ponto 3).

## 6.5 Determinação da Temperatura

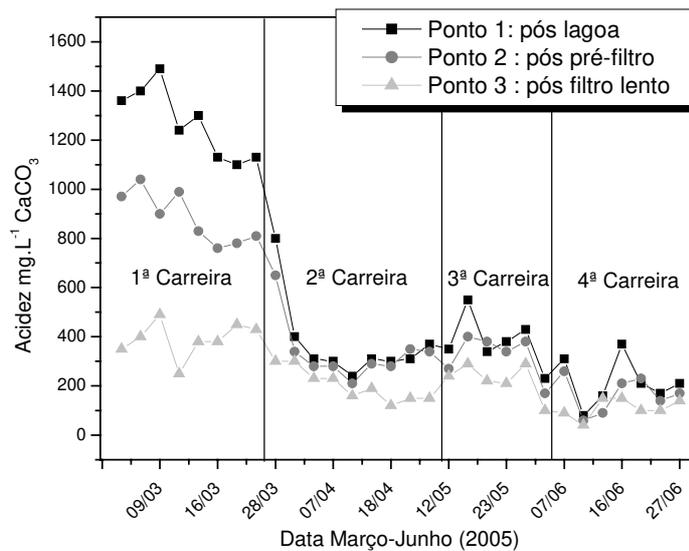
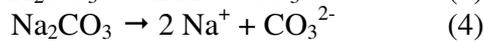
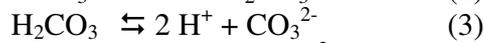
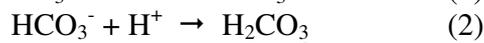
A temperatura é um parâmetro extremamente importante no que se refere à taxa de crescimento e atividade biológica, isso deve-se ao fato das principais bactérias decompositoras (mesofílicas) terem uma faixa ótima de temperatura (entre 20 e 50 °C) para se manterem vivas e em atividades (SPERLING, 1996). A temperatura do efluente ao longo dos estudos apresentou valores médios de 29°C, valores mínimos 20 °C e valores máximos de 42 °C.

## 6.6 Estudo da Acidez e da Alcalinidade

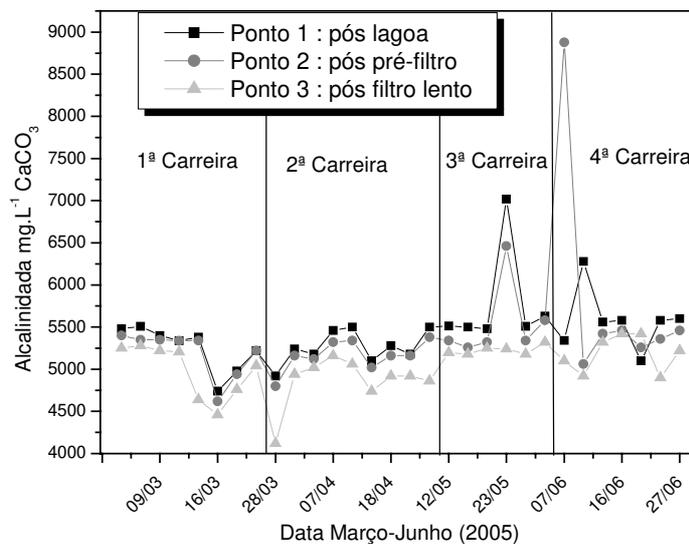
A fase de decomposição do lixo atualmente está associada a terceira e última fase onde ocorre um equilíbrio entre a população de bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas. As arqueas metanogênicas passam a atuar na conversão dos ácidos orgânicos a

metano, gás carbônico e água ocorrendo desta forma uma elevação do pH acima de 7,0 (CHRISTENSEN, *et al.*, 2001).

Neste estudo, a concentração da acidez teve em média uma redução de 52% ao contrário da alcalinidade total que durante todo o tratamento teve poucas reduções, em média 8% (Figuras 16 e 17). Isto acontece em função da fase de decomposição do chorume e da sua própria característica de produzir um tampão consumindo o ácido do meio (eq 1 a 4).



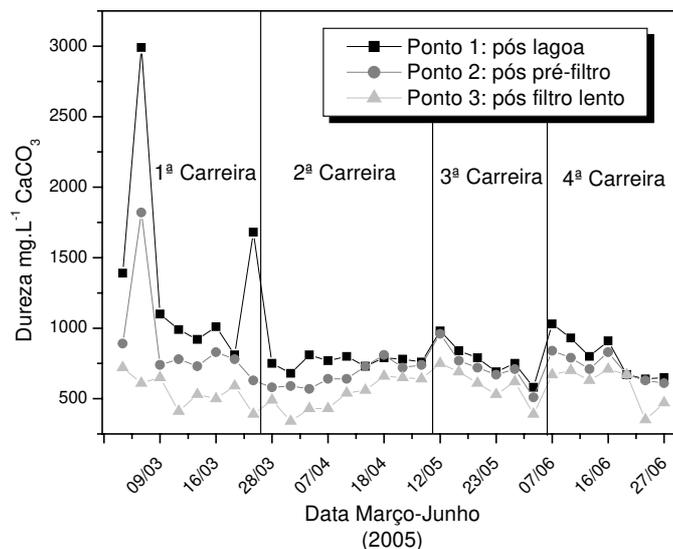
**Figura 16:** Estudo das reduções da acidez do chorume após pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema por filtração lenta (Ponto 3).



**Figura 17:** Estudo da variação da alcalinidade no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1), pós pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós filtração lenta (Ponto 3).

## 6.7 Estudo da Dureza

Durante todo tratamento observou-se uma redução da dureza em torno de 35% o que pode ser explicado através da complexação com alguns metais (Figura 18). Os cátions de cálcio e magnésio quase sempre estão associados ao íon sulfato. O cálcio também pode estar associado ao carbonato apresentando pouca solubilidade em função da elevação do pH, quando isto ocorre a dureza é denominada de dureza temporária. A dureza e a concentração de ácidos húmicos e fúlvicos (substâncias presentes no chorume em alta concentração) também atuam reduzindo ou aumentando a toxicidade de alguns metais tais como cádmio, cobre, chumbo por meio da complexação com esses metais permanecendo no ambiente por processo de bioacumulação (MARKICH, *et al.*, 2005).



**Figura 18:** Estudo das reduções da dureza do chorume após pré-filtração em manta sintética não tecida (Ponto 2) e pós sistema por filtração lenta (Ponto 3).

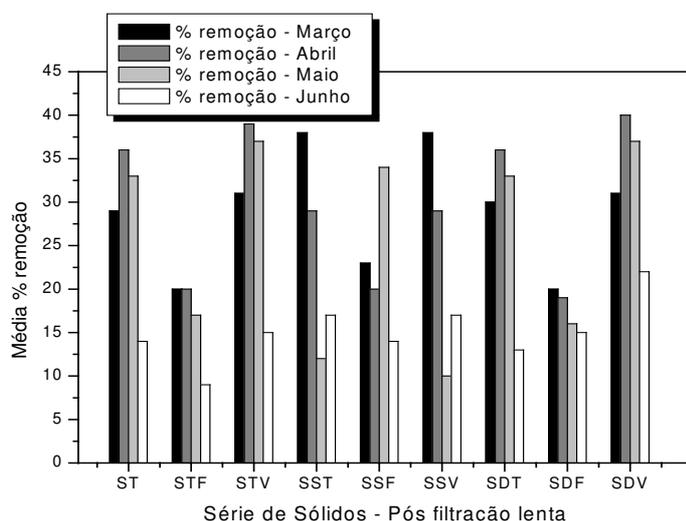
## 6.8 Estudo da Série de Sólidos

Pode-se observar com os resultados obtidos que o chorume possui alta concentração de todos os sólidos analisados com exceção dos sólidos sedimentáveis que apresentaram em média uma concentração de 0,1 mL.L<sup>-1</sup> referente a lagoa, valores menores que 0,1 mL.L<sup>-1</sup> pós pré-filtro e 0,0 mL.L<sup>-1</sup> pós filtro lento. De acordo com a Figura 19 é possível observar que a concentração de sólidos totais e sólidos totais voláteis (representa uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos) apresentaram maiores reduções principalmente na segunda carreira de filtração. Os sólidos totais fixos representam uma estimativa da matéria inorgânica apresentando neste estudo em média 17% de redução.

As concentrações de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis apresentaram maior porcentagem de remoção no primeiro mês de estudo fato que pode se vinculado à maior capacidade de adsorção das mantas e areias. Os sólidos suspensos fixos apresentaram redução em média de 23% com exceção da terceira carreira de filtração com 34% de redução.

Os sólidos dissolvidos possuem tamanho compreendido entre  $10^{-6}$  e  $10^{-3}$   $\mu\text{m}$  e são a classe de sólidos mais representativos no chorume em estudo. As maiores porcentagens de redução dos sólidos dissolvidos totais, voláteis e fixos ocorrem na segunda carreira de filtração.

PEREZ e colaboradores (2004), através de um sistema de floculação-coagulação seguido de tratamento por filtro biológico conseguiram remoções entre 10% e 15% de sólidos totais do chorume. Com processo de filtração lenta foi possível observa uma redução média de 28% de sólidos totais representando um resultado considerável em função da simplicidade do sistema de tratamento empregado.



**Figura 19:** Estudo das médias de reduções da série de sólidos do chorume pós sistema por filtração lenta (Ponto 3).

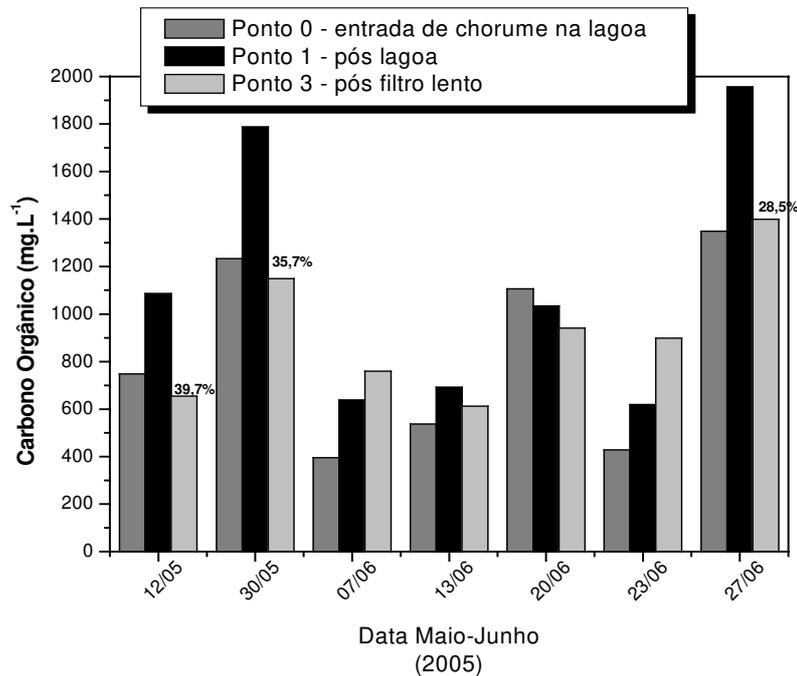
## 6.9 Estudo do Carbono Orgânico Total (COT ou TOC)

As maiores reduções da matéria orgânica na ordem de 39,7%, comprovadas pela diminuição do teor de carbono orgânico total no efluente estudado mostraram que o processo de filtração lenta é eficiente não apenas para degradar compostos orgânicos, mas também para conduzir a degradação até uma completa mineralização (Figura 20).

Reduções similares de matéria orgânica, em torno de 50%, foram encontradas com o emprego de métodos biológicos combinados com coagulação química seguido de oxidação por eletrólise fenton (LIN e CHANG 2000). SETIAD e FAIRUS (2003), obtiveram 52% de redução da matéria orgânica em 33 dias utilizando lodo ativado como tecnologia de tratamento. CHAE e colaboradores (2004), conseguiram remoções na ordem de 88% durante um período entre 30 e 50 dias de tratamento utilizando reator anaeróbio. ZAJC e colaboradores (2004), obtiveram em seus estudos 30% de remoção de matéria orgânica utilizando tratamento biológico através de lodos ativados seguido de uma adsorção física e química em carvão ativado. PEREZ e colaboradores (2004), empregando um processo de floculação-coagulação do chorume, seguido de tratamento por filtro biológico conseguiram resultados em torno de 9% e 17% de redução da matéria orgânica.

Comparando com dados da literatura, o sistema de filtração lenta apresenta-se altamente eficiente em função da rapidez do tratamento (com um tempo de residência de 12 horas em tratamento contínuo), da simplicidade do sistema, facilidade de operação e do baixo custo.

Além disso a possível estabilização da matéria orgânica dentro do filtro lento é fonte de energia para os microrganismos no solo, de forma que a bioestrutura granular aumenta a capacidade de armazenar umidade, reter e fixar fósforo e nitrogênio, aumenta a capacidade de troca iônica, ajuda a reter potássio, cálcio, magnésio, entre outros nutrientes disponíveis para a fertirrigação (SOUSA, *et al.*, 2005).



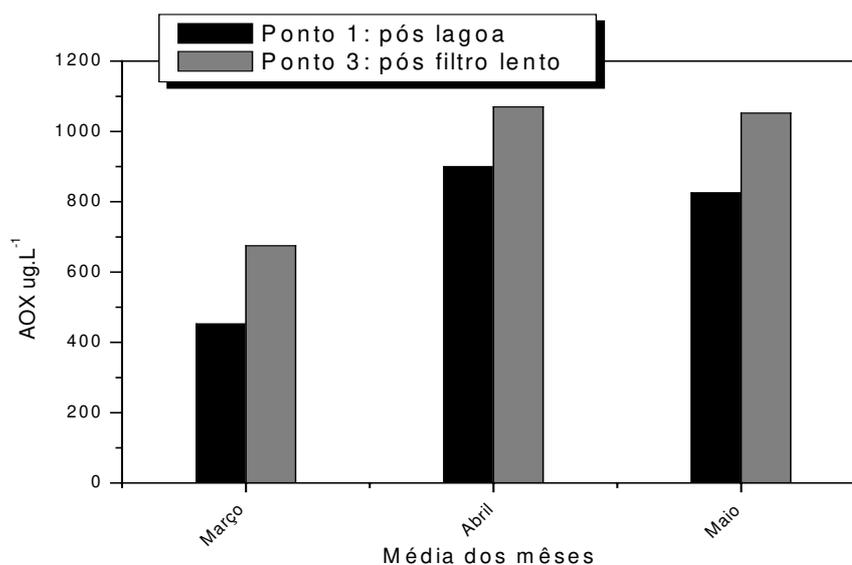
**Figura 20:** Estudo das reduções do TOC do chorume pós sistema por filtração lenta (Ponto 3).

### 6.10 Estudo dos Halogênios Organicamente Ligados (AOX)

Os compostos definidos como Halogênios Organicamente Ligados, ou compostos organohalogenados, são detectados em concentrações elevadas em amostras de chorume, causando considerável preocupação quanto aos riscos ambientais devido à alta toxicidade e persistência em ambientes aquáticos (Figura 21). Neste estudo através das médias obtidas foi possível verificar um aumento da concentração desse parâmetro pós tratamento por filtração lenta.

Na remediação de compostos organohalogenado através de processos biológicos, faz-se necessário um rigoroso esquema de avaliação dos efluentes após o tratamento. Várias pesquisas têm observado uma rápida transformação de compostos tóxicos, mas com aparecimento de substâncias com poder de mutagenicidade muito maior que o composto original. No bio-tratamento de 300 organoclorados originados da emissão de efluentes de

branqueamento de celulose, foi encontrado mais de 2400 diferentes compostos, também organoclorados, produzidos pelo metabolismo dos organismos vivos (ARCHIBALD, *et al.*, 1998). Provavelmente este fato tem acontecido pós tratamento do chorume por filtração lenta.



**Figura 21:** Estudo da concentração de AOX no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1) e pós filtração lenta (Ponto 3).

A aclimação de um consórcio microbiano a determinados compostos poluentes pode promover diferentes possibilidades de transformação. Diferentes caminhos na degradação podem ser observados, devido algumas características dos microorganismos, que em geral, alteram a bio-digestão depois de aclimatados ao meio (SUSARLA, *et al.*, 1996).

Discretas diferenças na estrutura de um composto poluente ou na composição do meio podem ser bastante significativas e atrapalhar o funcionamento de um sistema biológico estabelecido. Devido a isto, um consórcio de microorganismos pode não mais reconhecer certas substâncias e não degradá-las, ou pode levá-las a produtos mais tóxicos. Alterações no meio fazem o microorganismo alterar também seu metabolismo (ARCHIBALD, *et al.*, 1998).

## 6.11 Estudo do Nitrogênio

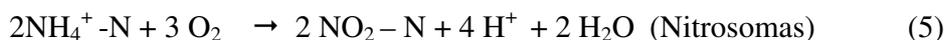
De acordo com os resultados obtidos foi possível observar que a concentração de nitrogênio amoniacal reduziu em média 12% pós filtração lenta mas em determinados dias ocorreram aumentos, a concentração de nitritos permaneceu praticamente constante durante o tratamento e a concentração de nitratos em determinados dias aumentou pós filtração lenta, mas na maioria dos dias houve tendências de reduções de nitrato (Figuras 22 a 24). Esses resultados indicam que possivelmente esteja ocorrendo o processo de nitrificação e desnitrificação em determinadas camadas do filtro lento (Eq. 5 a 7).

Provavelmente nas camadas superiores onde há oxigênio livre esteja ocorrendo o processo de nitrificação que envolve o consumo de oxigênio e liberação do íon hidrogênio consumindo a alcalinidade do meio. Durante o estudo ocorreu uma diminuição da alcalinidade em média de 8% que pode ser explicado justamente pela formação de ácido carbônico durante a liberação do íon hidrogênio. No entanto, os valores de pH não diminuíram possivelmente em função da capacidade tampão do meio, consumindo todo ácido presente justificado pela elevada redução da acidez em média 52%.

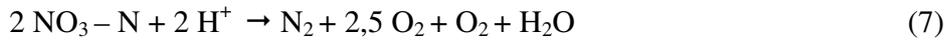
Esses fatos podem explicar que em determinadas camadas inferiores do filtro lento esteja ocorrendo a desnitrificação já que em condições anóxicas as bactérias heterotróficas (presentes em grandes quantidades no filtro lento) utilizam o nitrato como acceptor de elétrons em substituição ao oxigênio reduzindo o nitrato a nitrogênio gasoso. Na reação de desnitrificação há uma economia de oxigênio, consumo de H<sup>+</sup> redução da acidez, economia da alcalinidade e aumento da capacidade tampão do meio. Estas características também condizem com os resultados adquiridos neste estudo.

Segundo ADIN (2003), é possível a ocorrência de nitrificação e desnitrificação ao mesmo tempo na esteira microbial (Shmutzdecke) e no biofilme formado nas camadas de areia visto que os filtros lentos atuam com reatores duplos ou triplos: no topo características aeróbias, no fundo características anaeróbias apresentando intensas atividades biológicas.

### Nitrificação

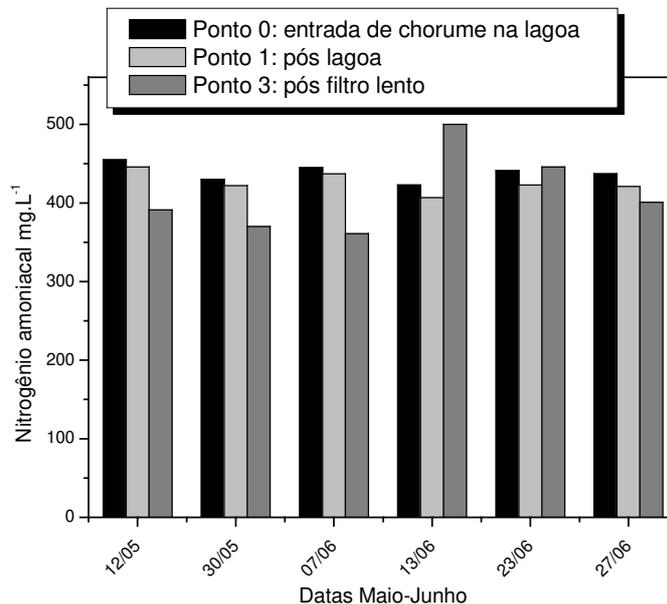


### Desnitrificação

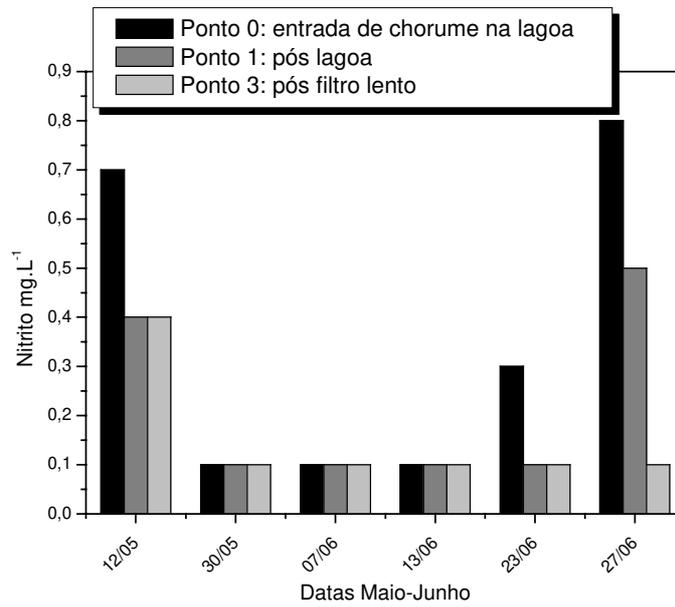


A aplicação de cargas excessivas de nitrogênio no processo de irrigação pode ocasionar diversos problemas. Culturas forrageiras, por exemplo, contendo grande quantidade de nitrato, podem intoxicar animais ruminantes. O processo de silagem de plantas, contendo elevadas concentrações de nitrato, pode proporcionar graves intoxicações nos trabalhadores, devido à formação de  $\text{NO}_2$ . Segundo a OMS os valores limite de nitrato devem ser inferiores a  $10 \text{mg.L}^{-1}$  (CORAUCCI, *et al.*, 2006).

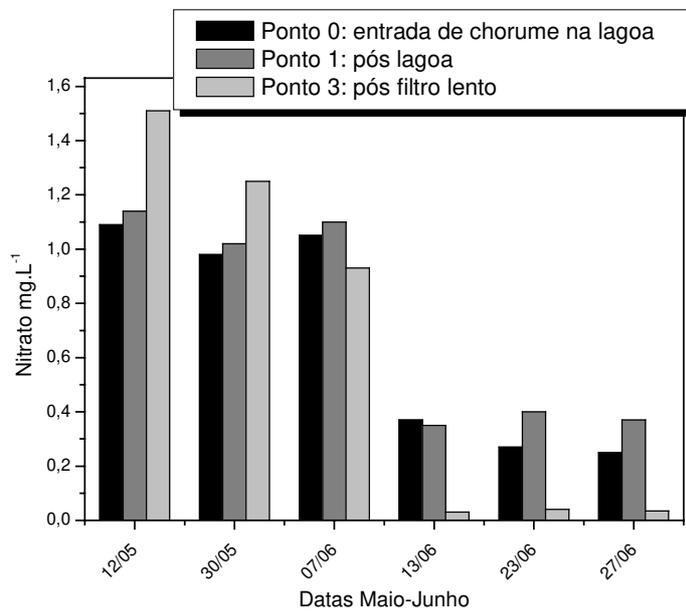
Segundo SOUSA e colaboradores (2005), concentrações de nitrogênio amoniacal maiores que  $30 \text{mg.L}^{-1}$  não são recomendadas para irrigação e, tratando-se de culturas sensíveis, teores de nitrogênio amoniacal acima de  $5 \text{mg.L}^{-1}$  já causam efeitos negativos. No entanto a quantidade de nitrogênio amoniacal disponível pode ser insuficiente, por exemplo, para irrigação de gramíneas durante a estação quente e em solos com teor de matéria orgânica menor que 2,5% necessitariam de adubação mineral na ordem de 200 Kg N/ha por ciclo.



**Figura 22:** Estudo da concentração de nitrogênio amoniacal pós sistema por filtração lenta.



**Figura 23:** Estudo da concentração de nitrito pós sistema por filtração lenta.



**Figura 24:** Estudo da concentração de nitrato pós sistema por filtração lenta

Um estudo recente demonstrou que a concentração de amônia está intimamente relacionada à toxicidade aguda no chorume (DAVE e NILSSON, 2005). Os processos biológicos convencionais por sistemas anaeróbios e por lodos ativados são eficientes para remoção de nitrogênio amoniacal degradando até 70% em um período de 30 a 50 dias de tratamento (SETIADI e FAIRUS, 2003; CHAE, *et al.*, 2004). Entretanto, são técnicas complicadas que demandam mão de obra especializada e exige muito tempo de detenção hidráulica.

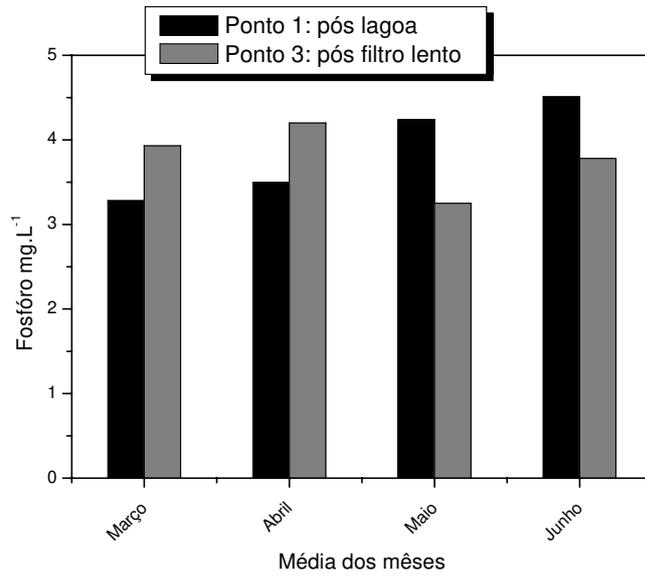
No caso deste estudo a redução da concentração de nitrogênio amoniacal permaneceu em média 12%. Esses resultados foram alcançados em poucas horas de tratamento empregando uma técnica muito simples, além disso, pôde ser verificado que a filtração lenta tem potencial para degradar essa classe de poluente.

### **6.12 Estudo do Fósforo Total**

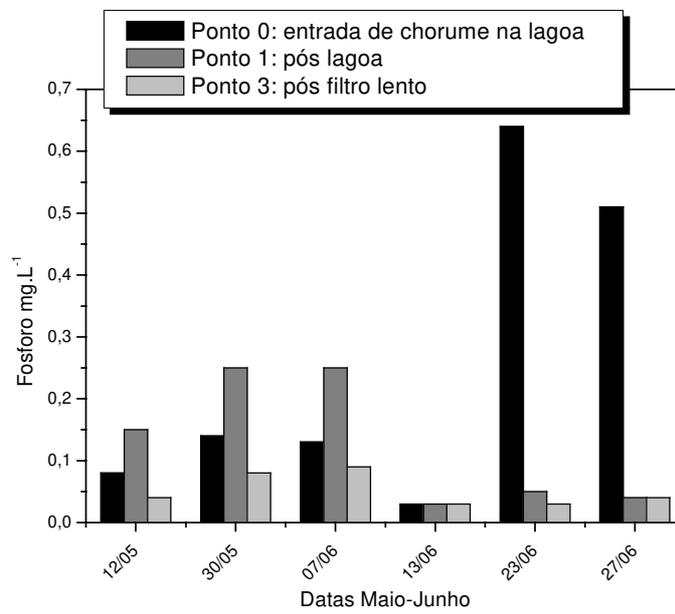
De acordo com os resultados obtidos em determinado dias ocorrem tendências de reduções do fósforo total pós-filtro lento possivelmente em função da assimilação microbiológica de alguns gêneros de bactérias (Figuras 25 e 26). No entanto em outros dias há um aumento da concentração de fósforo total pós-tratamento por filtração lenta. Isso pode acontecer em águas residuárias em condições anaeróbias onde ocorre liberação de fósforo da matéria orgânica em decomposição devido à redução do ferro, geralmente presente (DI BERNARDO, 1993 b)  
(eq. 8).



Essa liberação do fósforo é importante no que se refere ao reuso agrícola, sabe-se que este componente é fundamental para armazenar e transportar energia a planta e principalmente para ocorrência do processo metabólico (SOUSA, *et al.*, 2005).



**Figura 25:** Estudo da concentração de fósforo no chorume de lixo pós lagoa (Ponto 1) e pós filtração lenta (Ponto 3).



**Figura 26:** Estudo da concentração de fósforo no chorume de lixo ao longo dos dias pós lagoa (Ponto 1) e pós filtração lenta (Ponto 3).

Com relação aos aspectos ambientais a liberação de fósforo para os corpos hídricos contribui significativamente para eutrofização do meio. Os processos biológicos de tratamento são eficientes para reduzir a concentração de fósforo em águas residuárias. CHAE e colaboradores (2004), conseguiram reduções de fósforo do chorume em torno de 63% a 68% empregando o sistema de lodos ativados em um período de 30 a 50 dias. Com o processo de filtração lenta observou-se uma considerável redução de 61% do fósforo total em poucas horas de tratamento.

### 6.13 Determinação de Metais

No chorume da cidade de Limeira foi possível detectar a presença de diversos metais considerados perigosos aos ecossistemas (Tabela 8).

**Tabela 8:** Leitura de metais

<b>Metais - mg.L<sup>-1</sup></b>	<b>Chorume pós lagoa</b>	<b>Chorume pós filtro lento</b>	<b>% Redução</b>
Al	25,20	15,10	<b>40,0</b>
Cd	2,15	0,86	<b>60,0</b>
Pb	1,62	1,13	<b>30,0</b>
Cu	39,00	29,25	<b>25,0</b>
Cr	5,01	3,51	<b>30,0</b>
Ni	11,40	8,21	<b>28,0</b>
Zn	33,5	24,79	<b>26,0</b>
K	6,23	3,86	<b>38,0</b>
Na	1825,00	1770,25	<b>3,0</b>
Fe	54,16	17,87	<b>67,0</b>
Mn	<b>17,48</b>	<b>7,87</b>	<b>55,0</b>

Neste estudo observou-se reduções da concentração de alguns metais que pode ser justificada em função da adsorção dos metais na camada de schmutzdecke e nas camadas de areia, ou até mesmo pela alta concentração de alcalinidade com conseqüente formação de carbonatos onde possivelmente ocorreria precipitação de alguns metais.

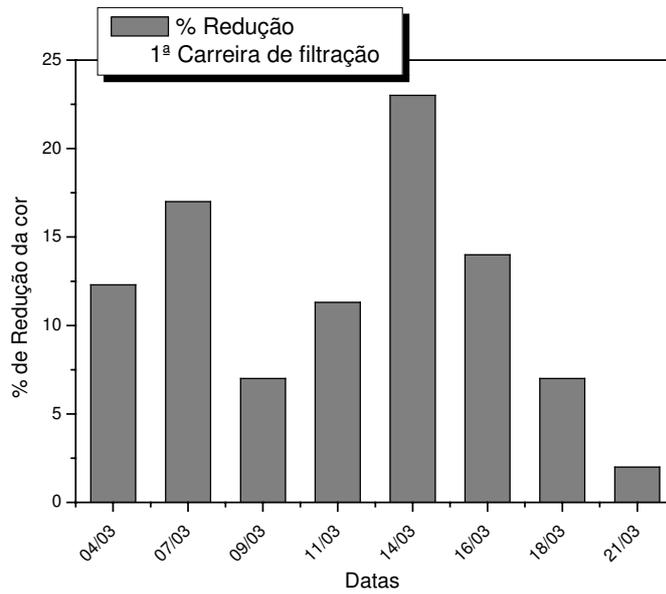
Diversas técnicas são estudadas para melhorar a eficiência da remoção dessa classe de poluente. YANG e ZHOU (2005), empregaram tratamento biológico para remoção de cromo, níquel, zinco, cobre e chumbo em amostras de chorume conseguindo eliminar por volta de 70% quando as concentrações máximas destes poluentes eram de 100 µg/L. YE e colaboradores (2001), empregando técnicas de wetland em escala piloto conseguiram remoção de 99% de ferro, 91% de cádmio, 63% de zinco e 58% de manganês em amostra de chorume cujas concentrações encontravam-se também em µg/L.

Com o processo de filtração lenta foi possível observar reduções de 60% de cádmio, 30% de chumbo e cromo, 25% de cobre, 28% de níquel, 26% de zinco, 67% de ferro e 55% de manganês todos em concentrações na ordem de mg/L. Esses resultados mostram que a filtração lenta pode promover remoções consideráveis de diversos metais poluentes.

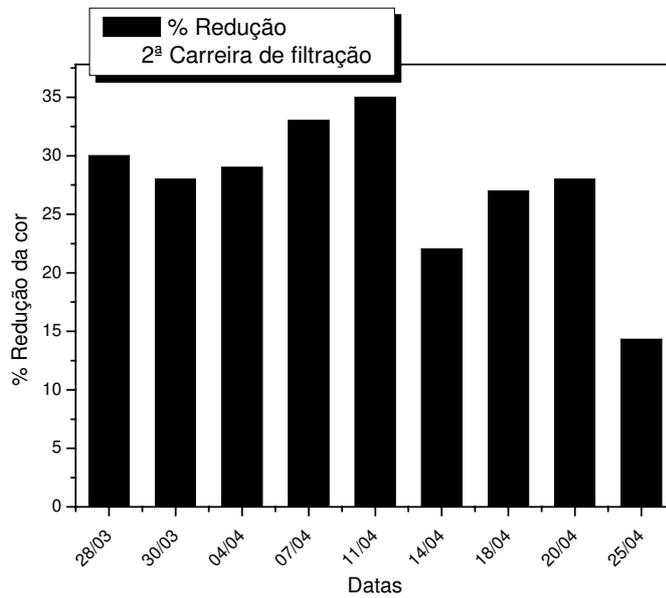
#### **6.14 Estudo da Toxicidade Aguda**

Todas as análises de toxicidade foram realizadas uma vez por mês, aproximadamente no meio de cada carreira de filtração lenta (abril, maio e junho) em função de uma possível atividade biológica mais intensa.

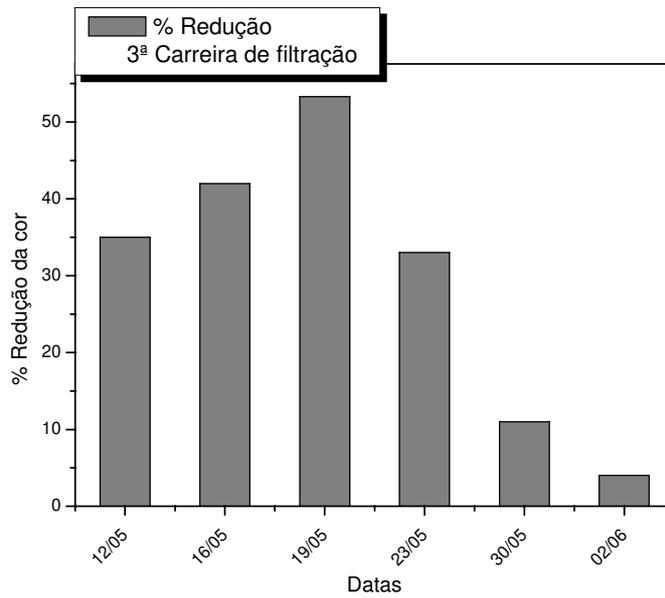
Para verificar a maior eficiência da atividade biológica no meio da carreira foi estudada a redução da coloração do chorume no decorrer de cada carreira (Figuras 27 a 30). Com este estudo comprovou-se que maiores reduções de cor ocorrem por volta do meio de cada carreira de filtração, onde possivelmente o filtro lento se encontra com um amadurecimento biológico ideal.



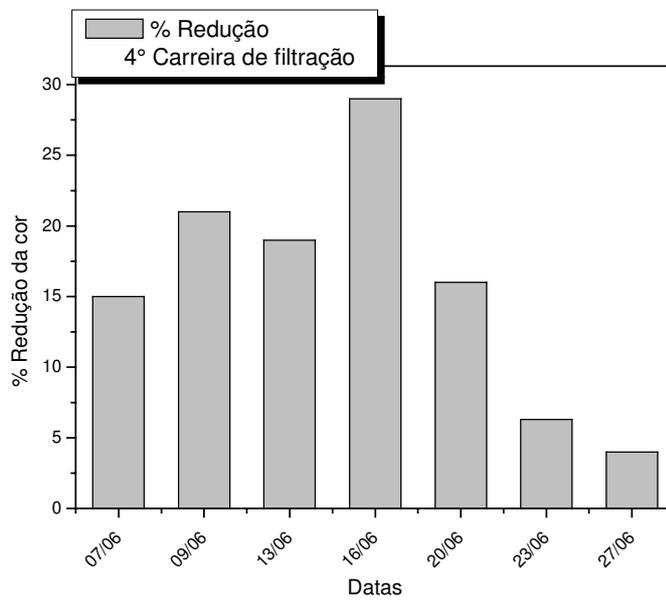
**Figura 27:** Porcentagem de redução da cor na primeira carreira de filtração (março/2005).



**Figura 28:** Porcentagem de redução da cor na segunda carreira de filtração (abril/2005).

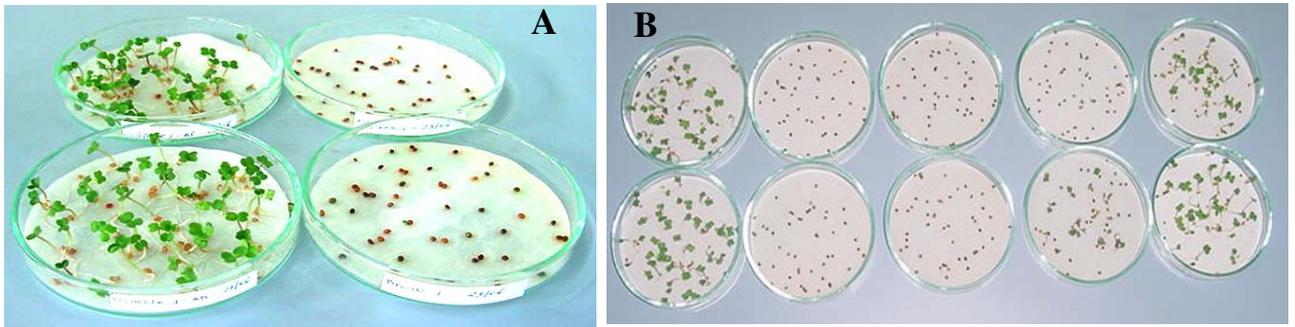


**Figura 29:** Porcentagem de redução da cor na terceira carreira de filtração (maio/2005).



**Figura 30:** Porcentagem de redução da cor na quarta carreira de filtração (junho/2005).

Os ensaios com rúcula e cebola podem ser visualizados nas (Figuras 31 e 32).



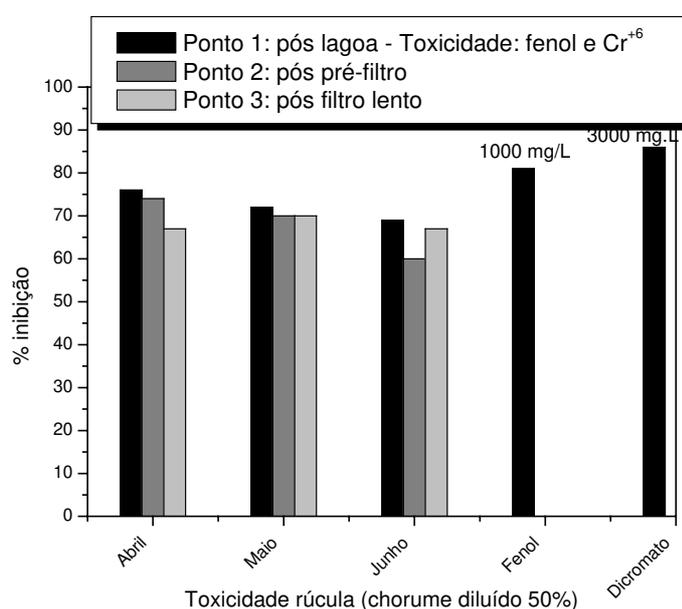
**Figura 31:** Ilustração de ensaios de toxicidade com *Eruca sativa* (rúcula) pós 5 dias.

- A) Comparação do controle (água destilada) com 98% de germinação e chorume bruto com 0,0% de germinação;
- B) Comparação do controle (água destilada) com diluições do chorume.

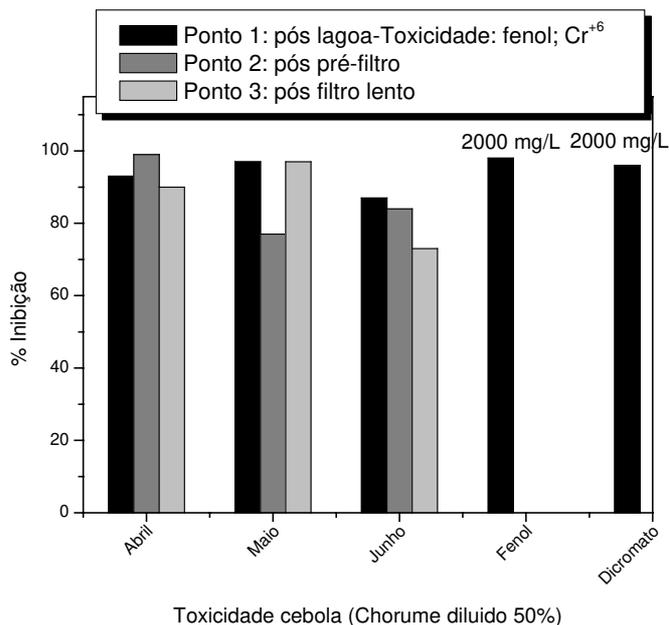


**Figura 32:** Ilustração do ensaio com *Allium cepa* (cebola). Comparação do controle (água destilada) com diluições do chorume.

Para estimar o quanto o chorume é tóxico foram realizados estudos com soluções de Fenol e de  $\text{Cr}^{+6}$  em porcentagem de inibição similar a encontrada no chorume diluído 50%. Os resultados indicaram toxicidade similar à solução de fenol de  $1000 \text{ mg.L}^{-1}$  para rúcula e  $2000 \text{ mg.L}^{-1}$  para cebola. Com  $\text{Cr}^{+6}$  as concentrações encontradas foram  $3000 \text{ mg.L}^{-1}$  para rúcula e  $2000 \text{ mg.L}^{-1}$  para cebola (Figuras 33 e 34). Com o estudo foi possível observar que não houve reduções consideráveis da toxicidade para rúcula e cebola por meio do sistema de tratamento por filtração lenta.

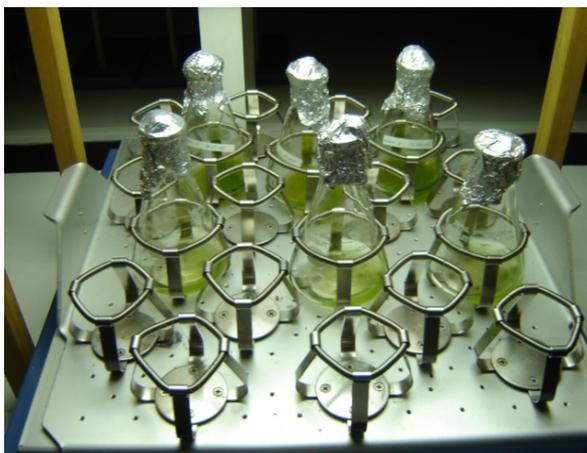


**Figura 33:** Estudo da toxicidade com rúcula no chorume pós lagoa (Ponto 1), chorume pós pré-filtro (Ponto 2) e chorume pós filtração lenta (Ponto 3).



**Figura 34:** Estudo da toxicidade com cebola no chorume pós lagoa (Ponto 1), chorume pós pré-filtro (Ponto 2) e chorume pós filtração lenta (Ponto 3).

Realizou-se também ensaio com o organismo teste alga verde *Selenastrum capricornutum* (Tabela 9). As concentrações foram escolhidas mediante realização de vários ensaios pré-eliminares realizados sob agitação e luz em um cheique (Figura 35). Fotos da alga verde podem ser visualizadas na Figura 36.



**Figura 35:** Esquema do ensaio com *Selenastrum capricornutum* (algas verdes).



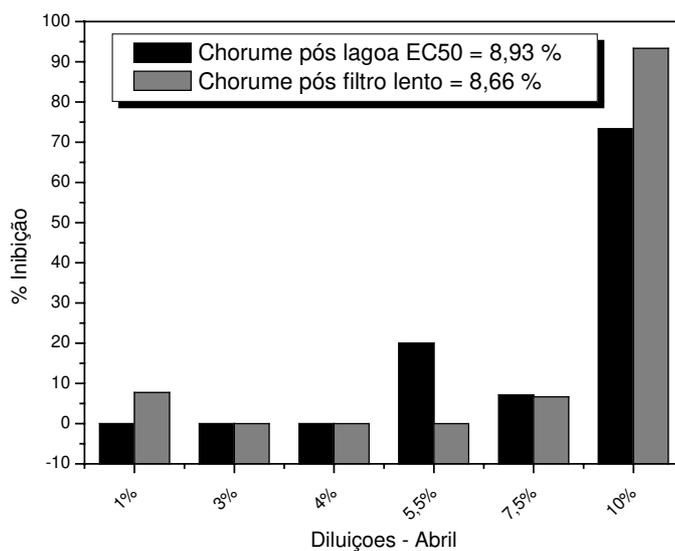
**Figura 36:** Visualização de *Selenastrum capricornutum* (algas verdes) utilizado na pesquisa.

**Tabela 9:** Ensaio com algas verdes durante os meses de abril, maio e junho

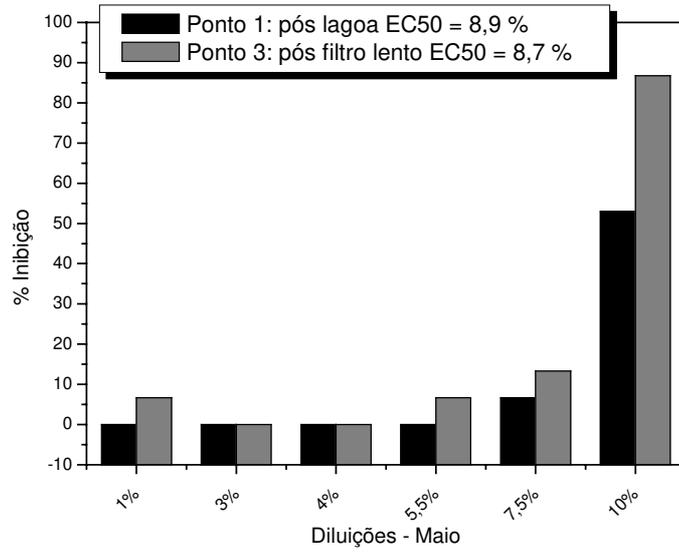
Concentrações	% Inibição- Ponto 1	% Inibição- Ponto 3
1:7	60,3	81,1
1:8	70,4	58,0
1:9	14,0	13,0
1:10	46,2	-72,4
1:12	33,0	18,0

De acordo com os dados obtidos foi possível concluir que em determinadas concentrações (1:8, 1:9, 1:10 e 1:12) as porcentagens de inibição pós filtração lenta diminuíram em média 23%, observou-se também que na concentração de 1:10 a porcentagem de inibição foi negativa ou seja o crescimento das algas foi favorecido. Este fato pode ser devido a presença de substâncias de interesse para o crescimento algal, por exemplo nitrogênio, matéria orgânica e fósforo. Na concentração de 1:7 verificou-se um aumento da porcentagem de inibição demonstrando extrema toxicidade do chorume mesmo após o tratamento implantado.

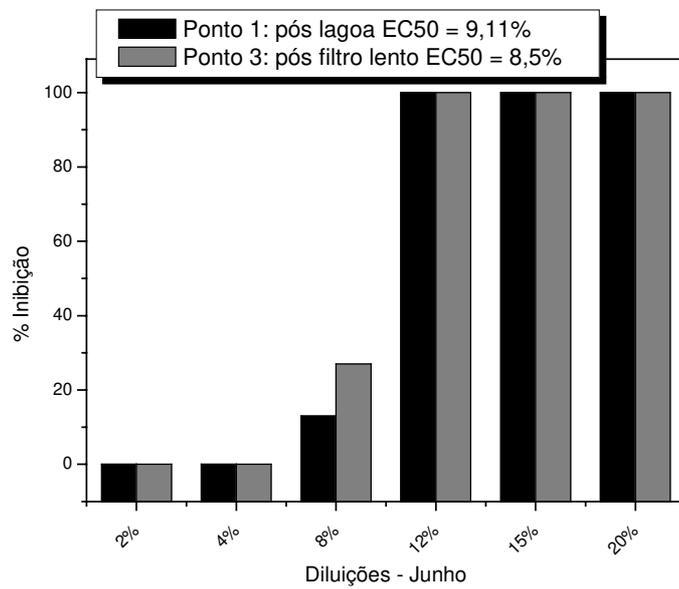
Os testes com *Daphnias similis* foram realizados mediante ensaios preliminares e com a utilização de um programa eletrônico específico para cálculo do CE50 ou EC50 (Figuras 37 a 39). Foi possível observar que a concentração que mata ou inibe o crescimento de 50% dos organismos (CE50) foi praticamente à mesma para todos os ensaios realizados no ponto 1 e ponto 3 durante os três meses de pesquisa. Demonstrando a elevada toxicidade do chorume mesmo após tratamento por filtração lenta para esse microrganismo.



**Figura 37:** Estudo da toxicidade com *Daphnias similis* – abril



**Figura 38:** Estudo da toxicidade com *Daphnia similis* – maio.



**Figura 39:** Estudo da toxicidade com *Daphnia similis* – junho

A presença de uma grande diversidade de substâncias que é comum em águas residuárias derivadas do lixo, torna difícil determinar qual classe de compostos químicos contribui mais para a toxicidade. Os impactos provocados por esse tipo de matriz são geralmente ocorrências de uma interação sinérgica entre os vários poluentes presentes.

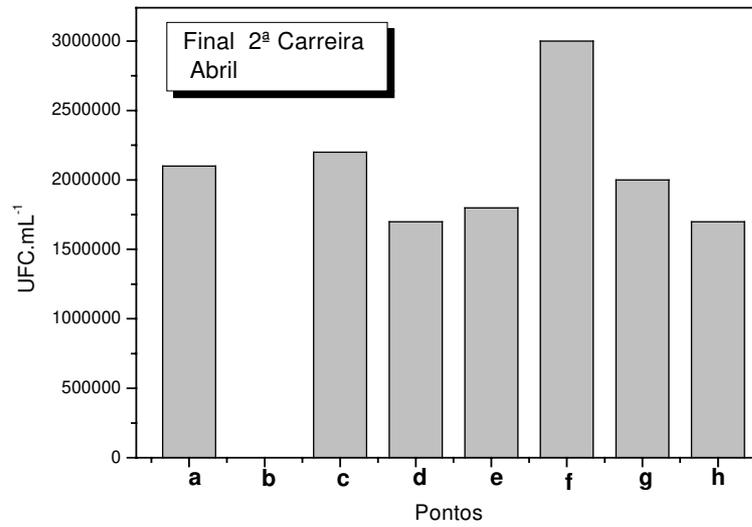
Os efeitos da toxicidade dos compostos orgânicos aos organismos aquáticos incluem desde mortalidade até hepatotoxicidade, imunotoxicidade, carcinogenicidade e alterações no metabolismo que podem levar as diminuições nas taxas de reprodução, predação e decomposição (PASCHOAL, 2002).

Neste estudo mesmo após o chorume de lixo passar pelo processo de tratamento por filtração lenta observou-se pequenas reduções ou até mesmo aumento da toxicidade aguda. Entretanto, sabe-se que elevadas concentrações de organohalogenados contribuem para elevar extremamente os níveis tóxicos de qualquer ambiente. A análise desse composto foi realizada no mesmo período em que foram realizadas as análises de toxicidade. Observou-se com os resultados obtidos que as concentrações de organohalogenados aumentaram após tratamento implantado, sugerindo dessa forma, sua contribuição para o aumento da toxicidade aguda pós filtração lenta em determinadas concentrações.

### **6.15 Determinação das Bactérias Heterotróficas**

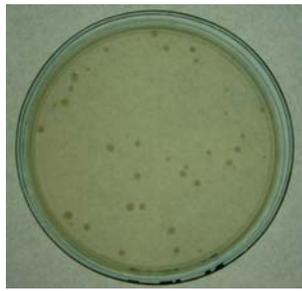
A determinação da densidade de bactérias heterotróficas aeróbias e anaeróbias facultativas é extremamente importante para verificar as condições higiênicas das águas, avaliar a eficiência das diversas etapas de operação das estações de tratamento no que se refere à remoção dessas bactérias, determinar as possíveis causas de deterioração da qualidade da água dentre outros (CETESB L 5.201, 1996).

É possível observar através da Figura 40 que a maior concentração das bactérias em estudo ocorre no ponto f ou seja no chorume sobrenadante localizado na manta inferior do filtro lento, (Figura 10) provavelmente em função da ocorrência de adsorção dessas bactérias na superfície da manta e da maior concentração de matéria orgânica. Neste ponto ocorre também grande oxidação química com provável desenvolvimento seletivo de alguns microorganismos na competição pela matéria orgânica.

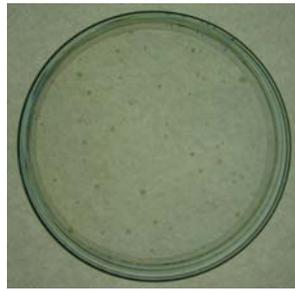


**Figura 40:** Análise de bactérias heterotróficas

Na Figura 41 pode ser visualizado as colônias de bactérias heterotróficas em estudo. No ponto b não foi possível obter uma contagem confiável das bactérias portanto eliminou-se este resultado. No ponto h – chorume pós filtro lento, (Figura 10) observou-se uma tendência de redução das bactérias heterotróficas quando comparado ao ponto f, mas ainda assim é um indicativo de grande concentração de matéria orgânica e impurezas



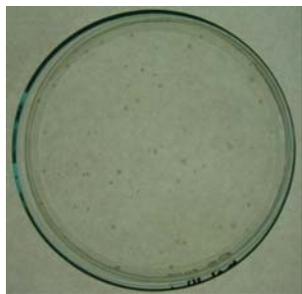
Ponto a



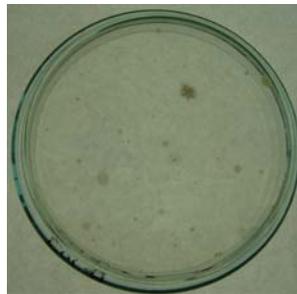
Ponto c



Ponto d



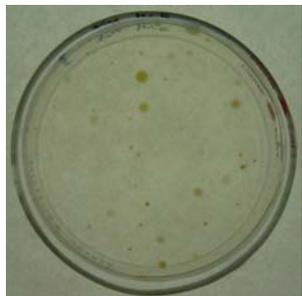
Ponto e



Ponto f



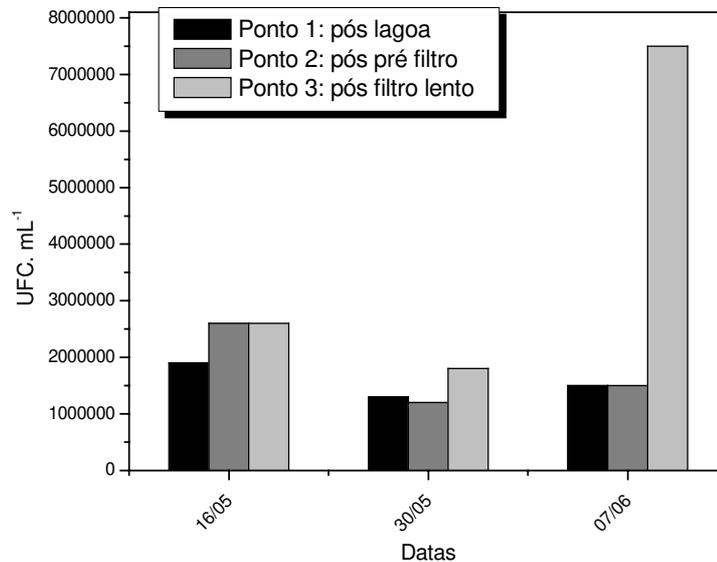
Ponto g



Ponto h

**Figura 41:** Visualização das bactérias heterotróficas.

Realizou-se nas carreiras seguintes de filtração lenta mais três ensaios referentes à densidade de bactérias heterotróficas, no entanto destas vezes, as análises foram realizadas no chorume pós lagoa, chorume pós pré-filtro e no chorume pós filtro lento (Figura 42).



**Figura 42:** Análise de bactérias heterotróficas.

No dia 07/06 ocorreu aumento das bactérias em estudo pós filtro lento provavelmente em função do acúmulo em excesso de matéria orgânica e substâncias biodegradáveis dentro do filtro lento favorecendo o rápido desenvolvimento desses microorganismos e seu desprendimento do meio suporte (camada de areia, mantas e shmutzdecke). Segundo (SPERLING, 1996) a densidade do conjunto meio suporte-biomassa é bastante diferente da densidade do líquido no reator de lodos ativados, possibilitando a existência de gradientes de velocidade entre o líquido e a camada externa do biofilme. Como resultado, as células estão continuamente expostas aos novos substratos potencialmente aumentando a sua atividade. No entanto, caso a espessura do biofilme seja muito elevada, o consumo do substrato ao longo do biofilme pode ser tal, que as camadas mais internas sejam deficientes de substrato, diminuindo sua atividade com isso a aderência com o meio suporte diminui, e a biomassa pode desalojar do meio suporte. Provavelmente isso também está acontecendo no filtro lento em estudo neste dia.

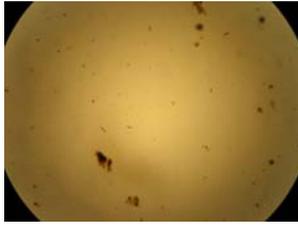
## 6.16 Visualização de Algas

Os organismos fitoplanctônicos juntamente com bactérias, protozoários, metazoários e outras formas de vida co-habitam os filtros lentos. Entretanto, dependendo das espécies e das quantidades, as algas presentes no afluente podem obstruir rapidamente os vazios intergranulares no início da camada de areia, reduzindo drasticamente a duração da carreira de filtração. Em áreas tropicais como é caso de nosso país ocorre uma menor variação do fotoperíodo e da temperatura consequentemente a taxa de crescimento tende a ser maior que a mortalidade (DI BERNARDO, 1993 b).

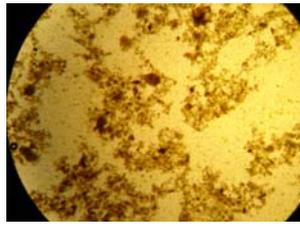
Neste estudo realizou-se uma visualização de algas através de microscópio nos oito pontos citados anteriormente (Figura 43). Foi possível verificar que a menor concentração de algas ocorre no ponto c referente ao chorume pós pré-filtro na parte superior do filtro lento, (Figura 10) indicando a grande importância do pré-filtro na retenção de algas aumentando assim a duração da carreira de filtração no filtro lento.

Importante ressaltar que ocorreu um aumento de algas nos pontos e, f e g referentes às mantas e areia do filtro lento (Figura 10). Isto aconteceu provavelmente em função do excesso de nitrogênio e fósforo. Estas espécies químicas quando presentes na forma orgânica constituem nutrientes para as plantas aquáticas.

No ponto h referente ao chorume pós filtro lento, (Figura 10) ocorreu uma considerável redução de algas provavelmente em função da diminuição/degradação dos nutrientes nitrogênio e fósforo, das possíveis condições de anaerobiose dentro do filtro e da falta de luz para realização da fotossíntese.



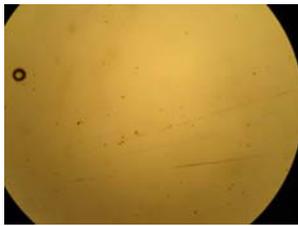
Ponto a



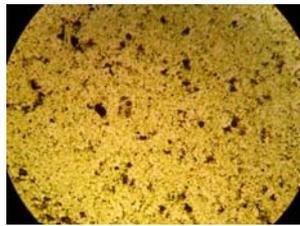
Ponto b



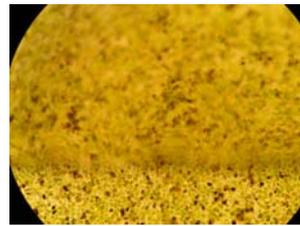
Ponto c



Ponto d



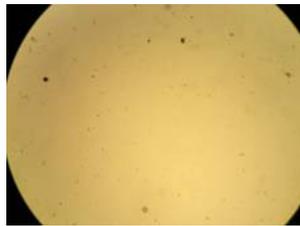
Ponto e



Ponto f



Ponto g



Ponto h

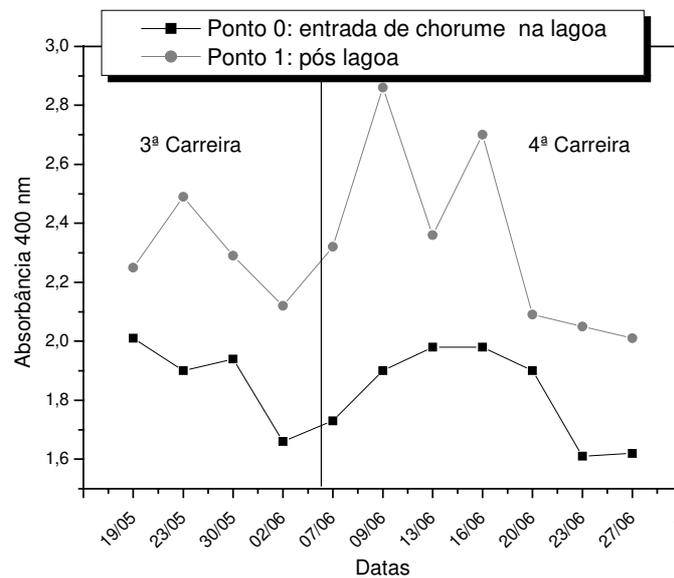
**Figura 43:** Visualização das algas.

### **6.17 Monitoramento da Lagoa de Chorume (Efluente em Estudo)**

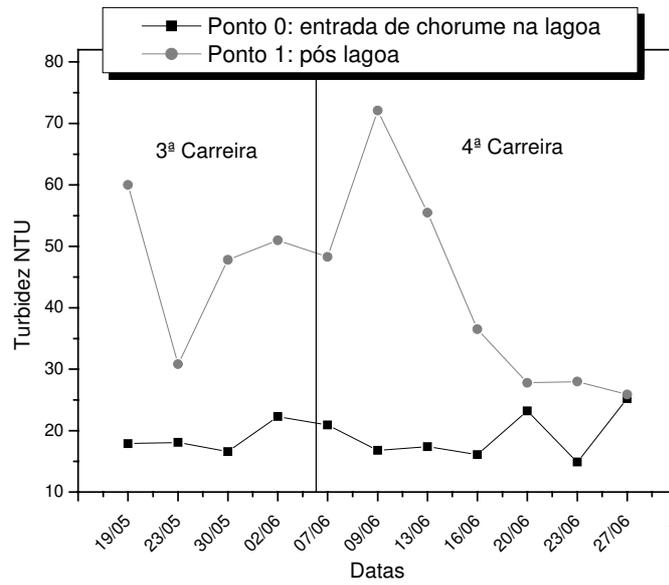
Durante os estudos no período de maio a junho verificou-se a necessidade de fazer um monitoramento referente à entrada de chorume na lagoa (ponto 0) e a saída de chorume da lagoa (ponto 1- efluente em estudo) para verificar um possível tratamento biológico realizado antes do pré-filtro e filtro lento.

As análises realizadas foram: pH, cor, turbidez, temperatura, condutividade, sólidos sedimentáveis, acidez, alcalinidade, TOC, bactérias heterotróficas, nitrogênio e fósforo.

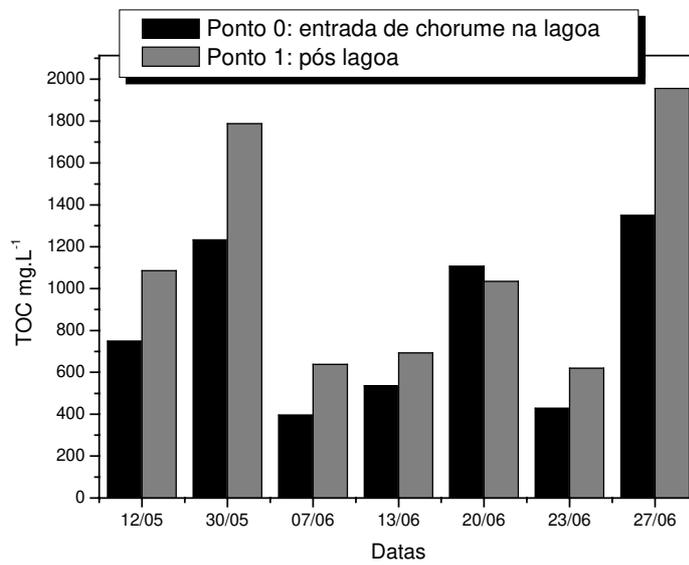
Observou-se com este estudo que os parâmetros cor, turbidez, fósforo e TOC aumentaram pós lagoa indicando uma provável evaporação com conseqüente aumento da carga orgânica e inorgânica para o sistema de tratamento por filtração lenta (Figuras 44 a 47).



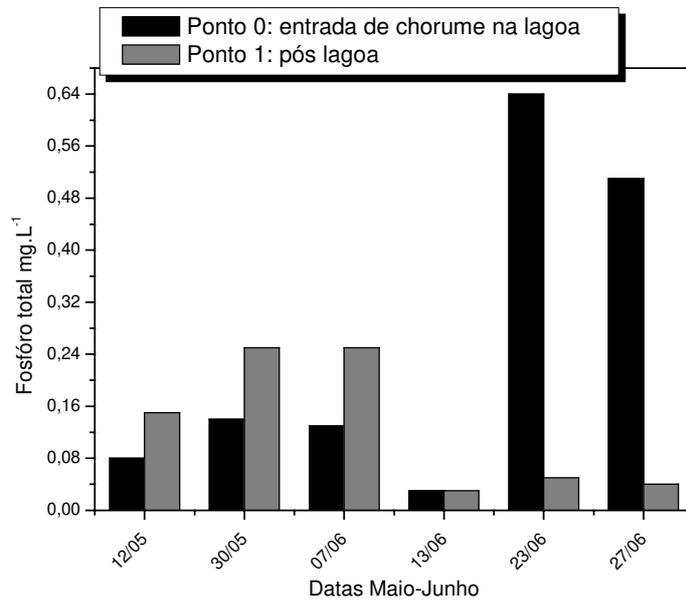
**Figura 44:** Determinação da coloração no comprimento de onda de 400 nm.



**Figura 45:** Determinação da turbidez.



**Figura 46:** Determinação do TOC.



**Figura 47:** Estudo da concentração de fósforo no chorume de lixo na entrada de chorume na lagoa (Ponto 0) e pós lagoa (Ponto 1).

Os valores de pH e alcalinidade em sua maioria tiveram um aumento em suas concentrações pós lagoa provavelmente em função da continuidade da degradação anaeróbia ao contrário da acidez que teve seus valores reduzidos em média 26% (Figuras 48 a 50).

A concentração da alcalinidade da lagoa está sujeito a diversos interferentes, o próprio chorume varia conforme o lixo descartado e está sujeito a variações do clima, além disso como já citado anteriormente as concentrações das espécies químicas sofrem modificações em função da evaporação em dias quentes ou da diluição em dias chuvosos.

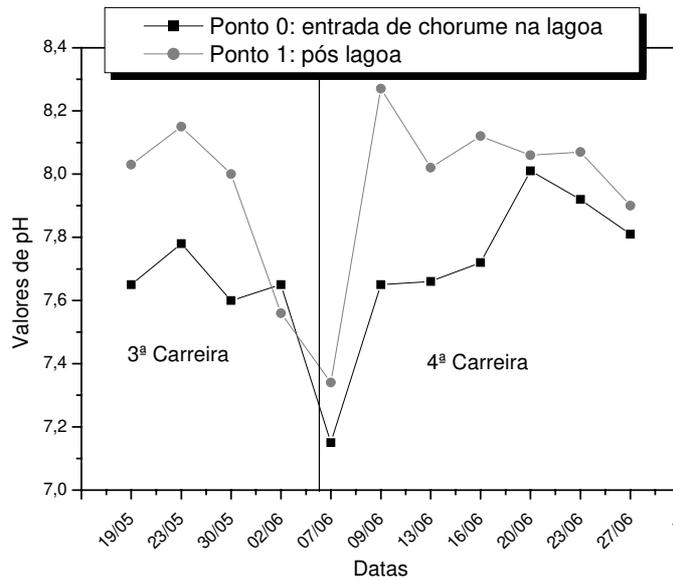


Figura 48: Determinação dos valores de pH.

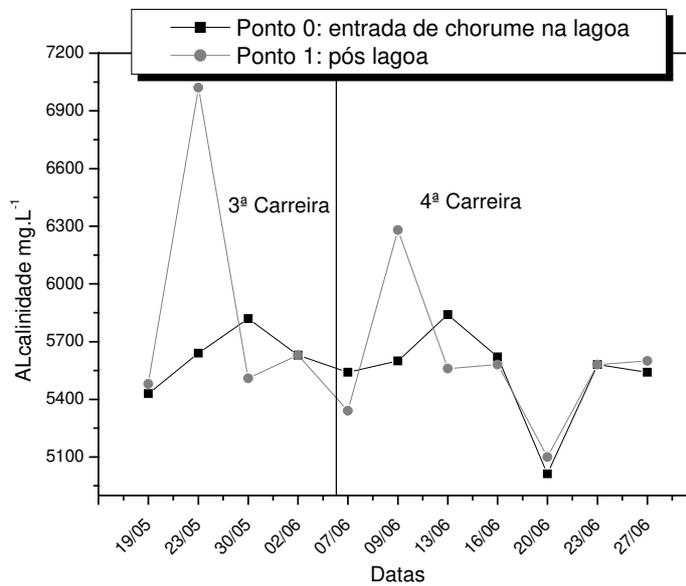
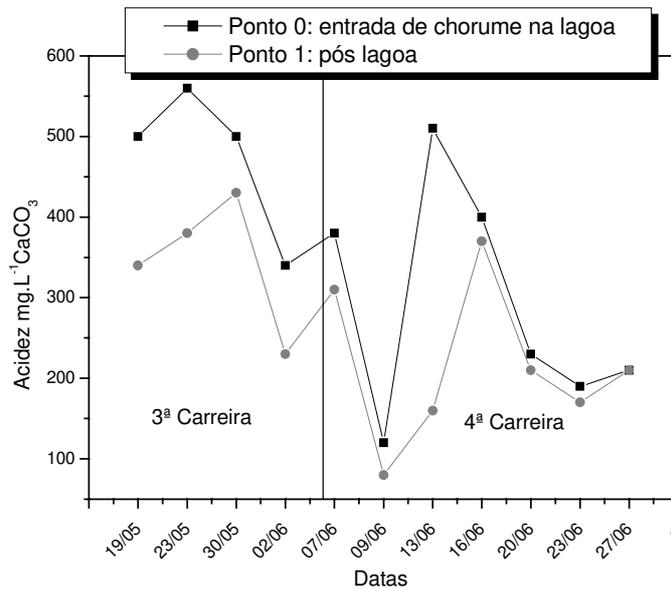
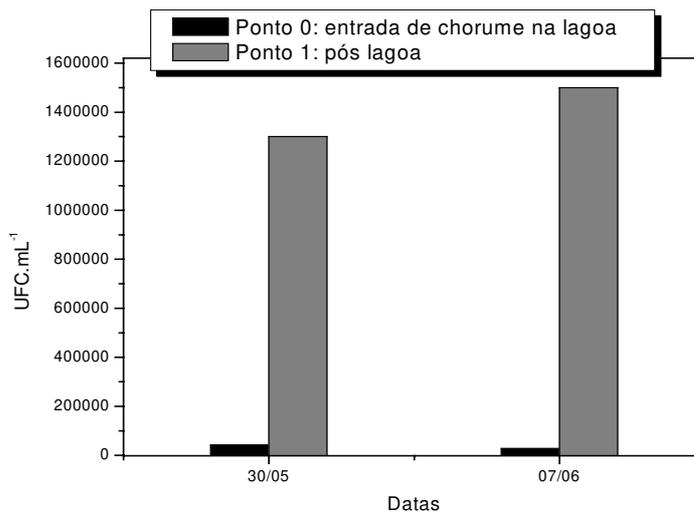


Figura 49: Determinação da alcalinidade.



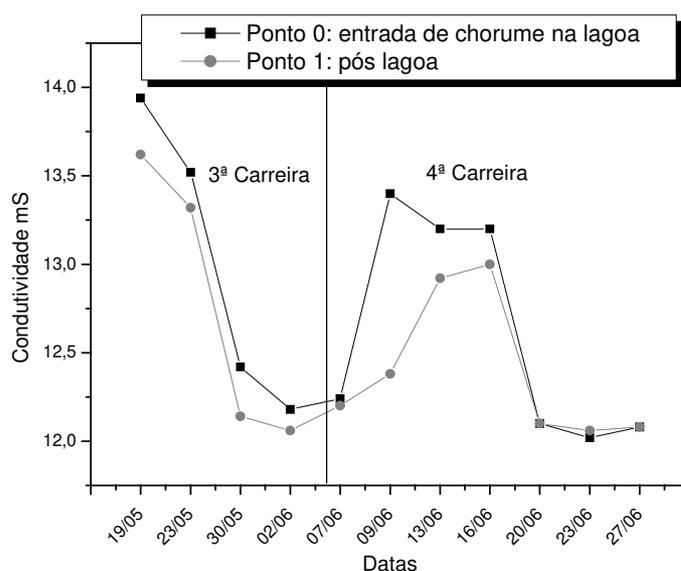
**Figura 50:** Determinação da Acidez.

Durante o monitoramento a concentração de bactérias heterotrófica no chorume apresentou aumentos consideráveis provavelmente em função do excesso da concentração da carga orgânica e aumento da temperatura criando condições propícias para o desenvolvimento dessas bactérias (Figura 51).



**Figura 51:** Determinação da densidade de bactérias heterotróficas.

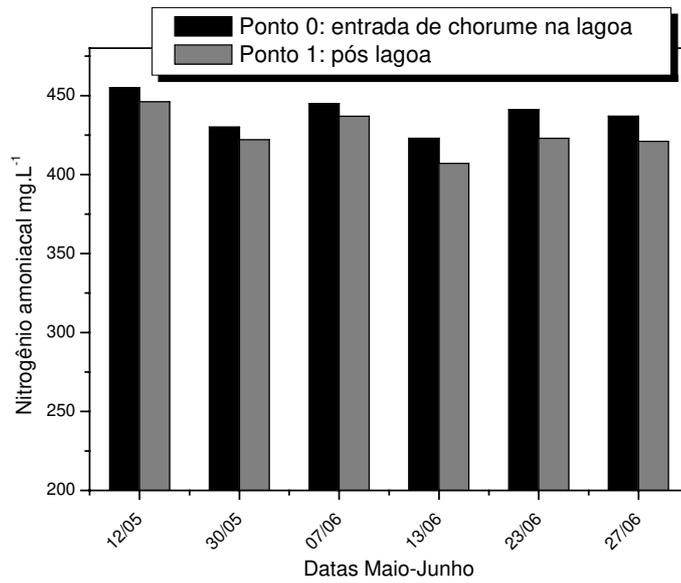
A condutividade apresentou poucas variações ao longo do estudo (Figura 52). A temperatura do chorume na entrada da lagoa manteve-se em média 22°C e na saída da lagoa 29°C. Isto se deve, provavelmente, em função da exposição ao sol, já que o chorume tem um tempo de residência de 24 horas. A concentração de sólidos sedimentáveis manteve-se em média 0,2 mL.L<sup>-1</sup> e 0,1 mL.L<sup>-1</sup> respectivamente.



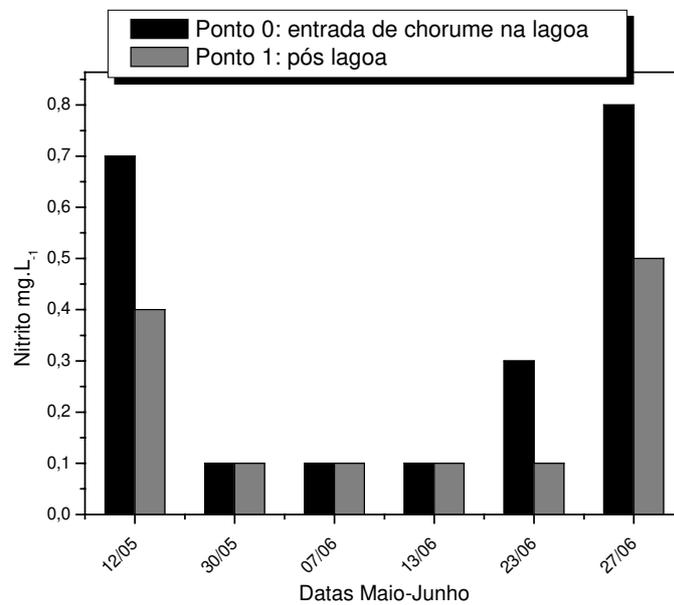
**Figura 52:** Determinação da condutividade.

As concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram pequenas reduções, as concentrações de nitrito permaneceram praticamente constantes e as concentrações de nitrato apresentaram leves aumentos indicando uma possível início de nitrificação na lagoa (Figura 53 a 55).

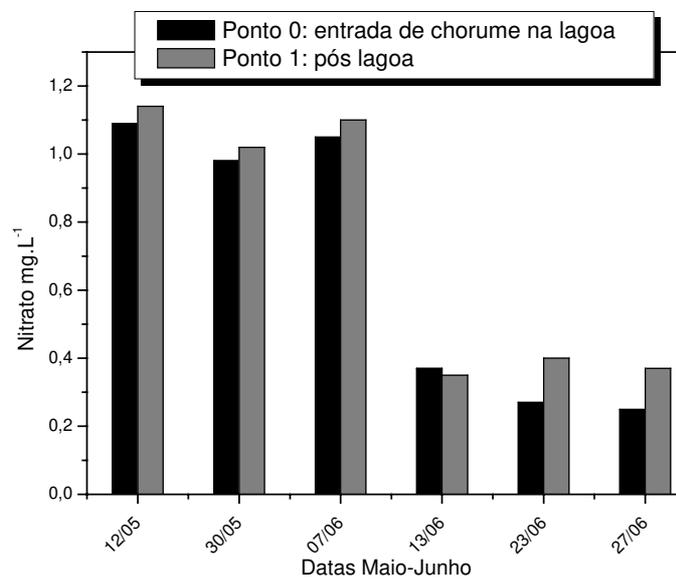
Segundo ADIN (2003), tem-se sido reportada uma combinação com sucesso da atividade de nitrificação/desnitrificação em lagos com concentrações de oxigênio dissolvido maiores que 1 mg.L<sup>-1</sup>, possivelmente esse fato pode acontecer na lagoa em estudo, onde a concentração de oxigênio dissolvido é em torno de 4,1 mg.L<sup>-1</sup>.



**Figura 53:** Estudo da concentração de nitrogênio amoniacal no chorume de lixo na entrada de chorume na lagoa (Ponto 0) e pós lagoa (Ponto 1).



**Figura 54:** Estudo da concentração de nitrito no chorume de lixo na entrada de chorume na lagoa (Ponto 0) e pós lagoa (Ponto 1).



**Figura 55:** Estudo da concentração de nitrato no chorume de lixo na entrada de chorume na lagoa (Ponto 0) e pós lagoa (Ponto 1).

## 7.0 CONCLUSÕES

Concluiu-se que o sistema implantando de tratamento do chorume pelo processo de pré-filtração em manta sintética não tecida seguido de filtração lenta reduziu os valores de vários parâmetros analíticos de importância ambiental:

- Reduções em média de 21% da coloração com maiores reduções na ordem de 53%; 40% de turbidez com maiores reduções na ordem de 78%; 35% de dureza, 34% de sólidos totais; maiores reduções do carbono orgânico total (TOC) na ordem de 39,7%;
- A concentração de metais pesados apresentou um decréscimo considerável;
- O teor de compostos organohalogenados indicou um possível início de degradação, mas não ocorreu uma completa mineralização;
- A toxicidade aguda não demonstrou diminuições consideráveis pós filtração lenta;
- A concentração de bactérias heterotróficas aumentou pós tratamento implantado, sugerindo dessa forma que apesar da eficiência do tratamento por filtração lenta para alguns parâmetros existe ainda a necessidade de outras etapas anteriores ou posteriores de tratamento do chorume
- O pré filtro aumentou a duração da carreira do filtro lento, reduziu picos de turbidez e demonstrou alta eficiência na remoção de algas;
- O monitoramento da lagoa pulmão onde o chorume permanece por 24 horas demonstrou que o efluente em estudo pode realmente ser considerado “in natura” visto que não ocorre nenhum tratamento significativo nesta lagoa;
- Com relação à reutilização do chorume em atividades agrícolas foi possível verificar que componentes essenciais para essas atividades estão presentes no efluente em estudo: Nitrogênio, fósforo e potássio;
- Apesar da presença de nutrientes importantes para atividades agrícolas o chorume ainda possui características extremamente poluentes mesmo pós tratamento por filtração lenta: excesso de sais, toxicidade para rúcula e cebola e alta concentração de matéria orgânica, sugerindo dessa forma outras etapas de tratamento que proporcionem maiores reduções de alguns valores de parâmetros analíticos e sua desinfecção para posterior reaproveitamento.

## 8.0 SUGESTÕES

Após a conclusão deste estudo, pôde-se verificar a necessidade de aprimorar o sistema de filtração lenta e complementar com outras tecnologias de tratamento de chorume visando uma melhor depuração com objetivos de empregá-lo na agricultura:

- Uso de sistema de pré-filtração em série;
- Emprego de filtros lentos em série;
- Desenvolver estudos de variação da taxa de filtração;
- Aplicar o sistema de filtração lenta pós tratamento convencional do chorume;
- Verificar a eficiência do sistema de filtração lenta como pré tratamento para as técnicas convencionais (processos biológicos);
- Verificar o uso de técnicas através de processos oxidativos avançados.

## 9.0 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ADIN, A. Slow granular filtration for water reuse. **Water Science and Technology**, 3: (4) 123-130 (2003).
- AL-MUZAINI, S.; BEG, M. U.; MUSLMANI, K. Characterization of landfill leachates at wastes disposal site in Kuwait. **Environmental International**, 21: (4) 399-405 (1995).
- ALUKO, O. O. e SRIDHAR, M. K. C. Application of constructed wetlands to the treatment of leachates from a municipal solid waste landfill in Ibadan, Nigéria. **Journal of Environmental Health**, 67: (10) 58-62 (2005).
- AMAHMID, O. e BOUHOUM, K. Assesment of the health hazards associated with wastewater reuse: Transmission of geohelminthic infections (Marrakech, Morocco). **International Journal of Environmental Health Research**, 15: (2) 127-133 (2005).
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION-APHA. **Standard Methods for the Water and Wastewater**. 20 ed. New York: APHA (1998).
- ANDERSON, J. The environmental benefits of water recycling and reuse. **Water Science and Technology**, 03: (4) 01-10 (2000).
- ARCHIBALD, F. S.; VALEANU, L.; LEICHTLE, G. e GUILBAULT, B. Nonspecific chlorination of organics: a chemistry unique to human industry (Putting kraft mill AOX emissions into perspective). **Water Quality Research. Journal**, 33: (3) 347-362 (1998).
- BEAVERS, P. D. e TULLY, I. K. Nutrient reduction evaluation of sewage effluent treatment options for small communities. **Water Science and Technology**, 51: (10) 221-229 (2005).
- BERNARD, C.; COLIN, J. R. e ANNE, L. D. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. **Chemosphere**, 35: (11) 2783-2796 (1997).
- BERTAZZOLI, R. e PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico. **Química Nova**, 25: (3) 477-482 (2002).
- BLOOR, M. C. e BANKS, C. J. Acute and sub-lethal toxicity of landfill leachate towards two macro-invertebrates – assessing the remediation potential of constructed wetlands. **Process Safety and Environmental Protection**, 83: (B2) 184-190 (2005).

- BOLLMANN, H. A. Aplicação da filtração lenta na remoção de substâncias contidas em águas superficiais. 178 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de Piracicaba, USP (1987) apud LONDE, L. R. e PATERNIANI, J. E. S. **Eficiência da Filtração Lenta no Tratamento de Efluentes de Leitões Cultivados**. 83p. Dissertação (Mestrado em Águas e Solos). Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP (2002).
- BORGLIN, S.; WILKE, A.; JEPSEM, R. e LICK, W. Parameters effecting the desorption of hydrophobic organic chemicals from suspended sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 15: (10) 2254-2262 (1996).
- BORGMAN, U.; NORWOOD, W. P. e DIXON, D. G. Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyalella azteca* using saturation curves the biotic ligand model. **Environmental Pollution**, 131: (3), 469-484 (2004).
- CALHEIROS, D. F. **Ecotoxicologia de Compostos Organoclorados Persistentes em um Sistema Eutrofico: Represa de Barra Bonita (Médio Tietê, SP)**. 168 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (USP), (1993).
- CALMANO, W.; HONG, J. e FORSTNER, U. Binding and mobilization of heavy metal in contaminated sediments affected by pH and redox potentia. **Water Science and Technology**, 28: (8-9), 223-235, (1993).
- CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; FERREIRA, C.; HELTON, M.; DA SILVA, R. e BORBA, S. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetlands. **In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 1-7 (2002 a).
- CAMPOS, L. C.; SU, M. F. J.; GRAHAM, N. J. D. e SMITH, S. R. Biomass development in slow sand filters. **Water Research**, 36, 4543-4551 (2002 b).
- CASTILLO, G.; MENA, M. P.; DIBARRART, F. e HONEYMAN, G. Water quality improvement of treated wastewater by intermittent soil percolation. **Water Science and Technology**, 43: (12) 187-190 (2003).
- CHAE, S. R.; JEONG, H. S.; LIM, J. L.; KANG, S. T.; SHIN, H. S.; PAIK, B. C. e YOUN, J. H. Behaviors of intercellular materials and nutrients in biological nutrient removal process supplied with domestic wastewater and food waste. **Water Environment Research**, 76: (3) 272-279 (2004).
- CHAN, G. Y. S; CHU, L. M. e WONG, M. H. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. **Environmental Pollution**, 118, 393-399 (2002).
- CHEN, C. Y. e LU, C. J. Characterization of natural organic matters effect on the biodegradation in the slow sand filter. **Journal of Environmental Biology**, 25: (4) 477-483 (2004).

- CHRISTENSEN, T.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. e HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachates plumes. **Applied Geochemistry**. 16 659-718 (2001).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL- CETESB-NT M 4500. **Areia para Filtros de E.T.A.** (1995).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL- CETESB-NT L 5201. **Bactérias Heterotróficas Contagem em Placas.** (1996).
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005. Resolução CONAMA 357.
- CORAUCCI, B. F.; NETO, C. O. A.; MELO, H. N. S.; DE SOUSA, J. T.; NOUR, E. A. A. e FIGUEIREDO, R. F. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo.** <<http://www.finep.gov.br/Prosab/livros/ProsabCarlos/cap-2.pdf>> Acessado em 27 de março de 2006.
- DAVE, G. e NILSSON, E. Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. **Aquatic Toxicology**, 73: (1) 11-30 (2005).
- DE MORAIS, J. L. e PERALTA-ZAMORA, P. **Estudo da potencialidade de processos Oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** Tese (Doutorado em Química Analítica) Universidade Federal do Paraná, (2005 a).
- DE MORAIS, J. L. e PERALTA-ZAMORA, P. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**, 123: (1-3) 181-186 (2005 b).
- DI BERNARDO, L. **Tratamento de Águas de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas**, Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, (1999).
- DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**, vol 2. Rio de Janeiro: ABES, (1993 a).
- DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**, vol 2. Rio de Janeiro: ABES, (1993 b).
- ELLIS, K. V. e AYDIN, M. E. Penetration of solids and biological activity into slow sand filters. **Water Research**, 29: (5) 133-1341 (1995).
- FELIZATTO, M. R. ETE CAGIF: Projeto integrado de tratamento avançado e reuso de águas residuárias. In **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** (2001).
- FERRAZ, C. F. e PATERNIANI, J. E. S. Redução da espessura da camada suporte através da substituição por mantas sintéticas não tecidas na filtração lenta de águas de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 7: (1) 8-15 (2002 a).

- FERRAZ, C. F. e PATERNIANI, J. E. S. Eficiência da filtração lenta em areia e manta não tecida no tratamento de águas de abastecimento para pequenas comunidades. In **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. (2002 b).
- FISKESJO, G. The Allium test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**, 102, 99-112 (1985).
- FRASER, L. H.; CARTY, S. M. e STEER, D. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. **Bioresource Technology**, 94: (2) 185-192 (2004).
- GUIZARD, J. B. R.; PERES, C. R.; BRONZEL, D.; FERREIRA, E. R.; PONTES, F. F. F. e RAFALDINI, M. E. **Aterro Sanitário de Limeira**. 57 p. Relatório Técnico- Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal, Curso de Engenharia Ambiental, (2004).
- HUIBERS, F. P. e VAN LIER, J. B. Use of wastewater in agriculture: The water chain approach. **Irrigation and Drainage**, 54 3-9 (2005).
- INAZAKI, T. H.; PIÃO, A. C. S.; BIDOIA, E. D.; RÉGIS, G. e ANGELIS, D. F. **Toxicologic Test With *Euruca sativa* Seeds Using Industrial Wastewater**. <[http://www.biologico.sp.gov.br/arquivos/v68\\_suplemento/area\\_ambiental.pdf](http://www.biologico.sp.gov.br/arquivos/v68_suplemento/area_ambiental.pdf)> Acessado em 27 de abril de 2004.
- INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION-ISO 8245. **Guidelines for the Determination of Total Organic Carbon (TOC) and Dissolved Organic Carbon (DOC)** (1999).
- INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION-ISO 9562. **Water Quality - Determination of Adsorbable Organic Halogens (AOX)**. (1989).
- INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION-ISO 8692. **Water quality- Fresh Water Algal Growth Inhibition Test with *Snedesmus Subspicatus* and *Selenastrum capricornutum*** (1989).
- JEONG-HOON, I. M.; HAE-JIN, W.; MYUNG-WON, C.; KI-BACK, H. e CHANG-WON, K. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. **Water Research**, 35: (10) 2043-2410 (2001).
- JIMENEZ, B. Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: A case study Mexico. **Irrigation and Drainage**, 54 23-33 (2005).
- KALAVROUZOTIS, I. K.; SAKELLARIOU-MAKRANTONAKI, M. S.; VAGENAS, I. N.; HORTIS, T. C. e DRAKATOS, P. A. Systematic reuse potential of wastewater effluents for soils and agriculture obtained from the biological treatment plant of Agrinion, Greece. **Fresenius Environmental Bulletin**, 14: (3) 204-211 (2005).

- LIN, S. H. e CHANG, C. C. Treatment of landfill leachate by combined electron-fenton oxidation and sequencing batch reactor method. **Water Research**, 34: (17) 4243-4249 (2000).
- MAEHLUM, T. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. **Water Science and Technology**, 32: (3) 129-135 (1995).
- MARNIE, L. W.; BITTON, G. e TOWNSEND, T. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. **Chemosphere**, 60: (2) 206-215 (2005).
- MARKICH, S. J.; BATLEY, G. E.; STAUBER, J. L.; ROGERS, N. J. APTE, S. C.; HYNE, R. V.; BOWLES, K. C.; WILDE, K. L. e CREIGHTON, N. M. Hardness corrections for copper are inappropriate for protecting sensitive freshwater biota. **Chemosphere**, 60 1-8 (2005).
- MBWETTE, T. S. A e GRAHAM, N. J. D. Improving the efficiency of slow sand filtration with non-woven synthetic fabrics. In: Filtration and Separation, 24 46-50 (1987) apud LONDE, L. R. e PATERNIANI, J. E. S. **Eficiência da Filtração Lenta no Tratamento de Efluentes de Leitões Cultivados**. 83p. Dissertação (Mestrado em Águas e Solos). Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP (2002).
- MERMILLOD-BLONDIN, F.; MAUCLAIRE, L. e MONTUELLE, B. Use of slow filtration columns to assess oxygen respiration, consumption of dissolved organic carbon, nitrogen transformations, and microbial parameters in hyporheic sediments. **Water Research**, 39, 1687-1698 (2005).
- MUHAMMAD, N. e HOOKE, A. M. Toxicity of heavy metals for microorganisms isolated from slow sand filter schmutzdecke. **Environmental Technology**, 24: (9) 1097-1102 (2003).
- MURTHA, N. A. e HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 8: (4) 257-267 (2003).
- NAKHLA, G. e FAROOQ, S. Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filters. **Journal of Hazardous Materials**, B96, 291-303 (2003).
- NORMAS BRASILEIRAS- NBR 10.004. **Amostragem de Resíduos** (1987).
- NORMAS BRASILEIRAS- NBR 592. Projeto de estação de tratamento de água. (1989) apud DI BERNARDO, L. **Tratamento de Águas de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas**, Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, (1999).
- NORMAS BRASILEIRAS- NBR 12713. **Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com *Daphnia* spp (Cladocera, Crustacea)** (2003).

- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE – OMS. **Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva, (1989).
- ORUPOLD, K.; OHLSSON, A. e HENRYSSON, T. Batch trials to simulate biological treatment in lagoons of leachate from oil-shale ash heaps. **Oil Shale**, 14: (4) 476-487 (1997).
- PACHECO, J. R. e PERALTA-ZAMORA, P. **Estudo das Potencialidades de Processos Oxidativos Avançados para o Tratamento de Percolado de Aterro Sanitário**. 81p. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Universidade Federal do Paraná, (2004).
- PASCHOAL, C. M. R. B. e ROCHA, O. **Avaliação Ecotoxicológica de Sedimentos em Reservatórios da Bacia do Rio Tietê, SP, com Ênfase na Aplicação do Estudo de AIT- Avaliação e Identificação da Toxicidade**. 146 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), (2002).
- PATERNIANI, J. E. S. e LONDE, L. R. Filtração lenta para reutilização de água em irrigação. **Irriga**, 8: (1) 10-20 (2003).
- PATERNIANI, J. E. S. **Utilização de Mantas Sintéticas Não Tecidas na Filtração Lenta em Areia de Águas de Abastecimento**. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, USP (1991).
- PATERNIANI, J. E. S. e CONCEIÇÃO, C. H. Z. Utilização da pré-filtração e filtração lenta no tratamento de água para piscicultura. **Ecossistema**, 26: (1) 8-12 (2001).
- PATERNIANI, J. E. S. e CONCEIÇÃO, C. H. Z. Eficiência da pré-filtração lenta no tratamento de água para pequenas comunidades rurais. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, 1: (1) 17-24 (2004).
- PEREZ, A.; RAMOS, A.; MORENO, B. e ZAMORANO, T. Coagulation-flocculation as a submerged biological filter pré-treatment with landfill leachate. **Waste Management and the Environmental II**, 213-222 (2004).
- PESCH, C. E.; HANSEN, D. J.; BOOTHMAN, W. S. The role of acid-volatile sulfide and interstitial water metal concentrations in determining bioavailability of cadmium and nickel from contaminated sediments to the marine polychaete *Neanthes arenaceodentata*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 14: (1) 129-141 (1995).
- RIBEIRO, I. A. Teste de raízes de cebola para avaliação de toxicidade de efluentes industriais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 4: (3) 108-112 (1999).
- ROBINSON, H. D. e LUO, M. M. H. Characterization and treatment of leachates from Hong-Kong landfill site. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, 5: (3) 323-335 (1991).

- ROBINSON, H. D. e BARR, M. J. Aerobic biological treatment of landfill leachates. **Waste Management and Research**, 17: (6) 478-486 (1999).
- SAN, I. e ONAY, T. T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. **Journal of Hazardous Materials B**, 87, 259-271, (2001).
- SANTOS, F. F. e REZENDE, M. O. O. Influência no meio reacional no comportamento fotoquímico do inseticida paration etílico. **Química Nova**, 25: (1) 1-15 (2002).
- SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R; DE BRITO-PELEGRINI, N. N.; DRAGONI, G.; TONSO, S. e PELEGRINI, R. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. **In: III Fórum de Estudos Contábeis (área ambiental)**, Rio Claro, ISSN 16795865, CD rom (2003).
- SETIADI, T. e FAIRUS, S. Hazardous waste landfill leachate treatment using an activated sludge-membrane system. **Water Science and Technology**, 48: (8) 111-117 (2003).
- SHUVAL, H.; LAMPERT, Y. e FATTAL, B. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture, **Water Science and Technology**, 35: (11-12) 15-20 (1997).
- SIBLEY, P. K.; ANKLEY, G. T.; COTTER, A. M. e LEONARD, E. N. Predicting chronic toxicity of sediments spiked with zinc: an evaluation of the acid-volatile sulfide models using a life cycle test with the *Chironomus tentans*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 15: (12) 2102-2112 (1996).
- SOGUT, Z.; ZAIMOGLU, B. Z.; ERDOGAN, R e SUCUN, M. Y. Pytoremediation of landfill leachate using pennisetum clandestinum. **Journal of Environmental Biology**, 26: (1) 13-20 (2005).
- SOUSA, J. T.; ARAÚJO, H. W. C. e CATUNDA, P. F. C. Reuso de esgotos sanitários para a agricultura. **In: 4º Conferência Latina Americana sobre Meio Ambiente (Ecolatina)**, Minas Gerais, (2001).
- SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F. e FIGUEIREDO, A. M. F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 10: (3) 260-265 (2005).
- SPERLING, M. V. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**, vol 2. Minas Gerais: SEGRAC, (1996).
- SUSARLA, S.; MASUNAGA, S. e YONEZAWA, Y. Reductive dechlorination pathways of chloro organics under anaerobic conditions. **Water Science and Technology**, 34: (5-6) 489-494 (1996).

- TYRREL, S. F.; LEEDS-HARRISON, P. B. e HARRISON, K. S. Removal of ammoniacal nitrogen from landfill leachate by irrigation onto vegetated treatment planes. **Water Research**, 36: (1) 291-299 (2002).
- ZAJC, N. R.; GLANCER, M.; GROMPING, M. e SOLJAN, V. Laboratory scale and pilot study of the treatment of municipal landfill leachate. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**, 18: (1) 77-84 (2004).
- WALSH, K. A.; HILL, T. C. J.; MOFFETT, B. F.; HARRIS, J. A.; SAW, P. J. e WALLACE, J. S. Molecular characterization of bacteria in a wetland used to remove ammoniacal – N from landfill leachate. **Waste Management & Research**, 20: (6) 529-535 (2002).
- WANG, F. e CHAPMAN, P. M. Biological implications of sulfide in sediment – a review focusing on sediment toxicity. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 16: (12), 2501-2507, (1999).
- WARD, M. L.; BITTON, G. e TOWNSEND, T. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. **Chemosphere**, 60: (2) 206-215 (2005).
- YANG, Z. Q. e ZHOU, S. Q. Analysis of the removal of heavy metals in landfill leachate by biological treatment. **Natural Science**, 33: (6) 63-67 (2005).
- YE, Z. H.; WHITING, S. N.; QIAN, J. H.; LYTTLE, C. M.; LIN, Z. Q. e TERRY, N. Trace element removal from coal ash leachate by a 10-year-old constructed wetland. **Journal of Environmental Quality**, 30: (5) 1710-1719 (2001).