

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
DEPARTAMENTO DE ANTIBIÓTICOS  
BIOTECNOLOGIA DE PRODUTOS BIOATIVOS**

**AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA E FITOTÓXICA DO CHORUME DA  
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DO ATERRO DA MURIBECA - PE**

Manuela Cristina Mota Lins

RECIFE - 2005

Manuela Cristina Mota Lins

**AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA E FITOTÓXICA DO  
CHORUME DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DO ATERRO DA  
MURIBECA - PE**

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
BIOTECNOLOGIA DE PRODUTOS  
BIOATIVOS PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO  
DE MESTRE EM BIOTECNOLOGIA

Área de Concentração: Microbiologia Aplicada  
Orientadoras: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Janete Magali de  
Araújo e Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Alice Gomes de  
Andrade Lima.

RECIFE – 2005

**Lins, Manuela Cristina Mota**

**Avaliação microbiológica e fitotóxica do chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca-PE / Manuela Cristina Mota Lins. – Recife : O Autor, 2005. xii, 91 folhas : il., fig., tab.**

**Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CCB. Biotecnologia de Produtos Bioativos, 2005.**

**Inclui bibliografia e anexos.**

**1. Microbiologia – Bactérias nitrificantes e desnitrificantes - Fitotoxicidade. 2. Chorume – Tratamento – Lagoas de estabilização – Fitorremediação – Resíduos sólidos. 3. Coliformes totais e termotolerantes – Aterro da Muribeca (PE). I. Título.**

**579.6  
660.6**

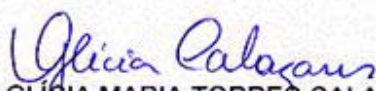
**CDU (2.ed.)  
CDD (22.ed.)**

**UFPE  
BC2005-513**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE ANTIBIÓTICOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO APRESENTADA POR *MANUELA CRISTINA MOTA LINS* AO **PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA DE PRODUTOS BIOATIVOS**, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM BIOTECNOLOGIA.

DEFENDIDA PUBLICAMENTE EM 01 DE SETEMBRO DE 2005 DIANTE DA BANCA EXAMINADORA:



Dra. GLÍCIA MARIA TORRES CALAZANS  
Departamento de Antibióticos - UFPE



Dra. MARIA ALICE GOMES DE ANDRADE LIMA  
Departamento de Engenharia Química - UFPE



Dra. VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO  
Departamento de Engenharia Civil - UFPE

## **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho a DEUS pela força concedida. Aos meus pais e irmãos, à minha família e ao meu namorado pelo apoio em todas as horas. Em especial aos meus avós, Edil e Maria Alice, que do céu me olham.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a DEUS e a Sagrada Família, pela ajuda incondicional durante todos os momentos da minha vida.

À minha família, meu pai, Aduino Lins, minha mãe, Vânia Mota, meus irmãos, Cecília e Edil, tios, tias e avós, que souberam me entender dando apoio no decorrer deste trabalho e de certa forma participando desta dissertação.

Ao meu namorado, Henrique, que suportou momentos de nervosismo.

Às minhas Orientadoras Janete Magali de Araújo e Maria Alice G. de Andrade Lima, pelo companheirismo e dedicação. Sendo muito importantes para esta realização e minha formação profissional.

Minhas professoras e amigas, Angeles, Glícia, Sônia, pelo incentivo e paciência em toda nossa convivência com conselhos valiosos e maravilhoso convívio.

À coordenadora do Mestrado em Biotecnologia de Produtos Bioativos, Ana Maria Souto Maior, pela compreensão.

Ao Professor José Fernando Thomé Jucá e a todos do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS), que sem dúvida contribuíram para realização deste trabalho, em particular o Engenheiro Eduardo Maia.

A todos os amigos do Laboratório de Microbiologia Ambiental do Departamento de Engenharia Química, Márcia, Ceça, Olga, Sara, Charleni, Andreza, Micheli, Suzana e aos estagiárias, que são muitos.

Às amizades que fiz no Laboratório de Microbiologia, no Departamento de Antibióticos.

Aos amigos do curso de Mestrado, Cláudia Crasto, Denise Azevedo, Rômulo, Joás Lucas, Laurení Alves, Ulrich Vasconcelos entre outros.

Aos amigos da Igreja São Cristóvão e São Sebastião, como Patrícia, por entenderem e rezarem para que desse tudo certo.

E, sem esquecer do Dr. Ulisses Pernambucano, que contribuiu na realização desta tese.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para elaboração deste trabalho.

## SUMÁRIO

### CAPÍTULO 1

<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
1.1. Objetivos.....	4
1.1.1. Geral.....	4
2.1.2. Específicos.....	4

### CAPÍTULO 2

<b>REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>5</b>
2.1. Resíduos Sólidos.....	5
2.2. Decomposição dos Resíduos.....	9
2.3. Caracterização do Chorume.....	12
2.3.1. Tratamento do Chorume.....	15
2.3.1.1. Recirculação do Chorume.....	16
2.3.1.2. Tratamento Biológico - Lagoas de Estabilização.....	17
2.3.1.3. Tratamento Bioquímico – Fitorremediação.....	19
2.4. Importância das Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes.....	21
2.5. Importância dos Coliformes.....	25
2.6. Fitotoxicidade.....	28

### CAPÍTULO 3

<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>32</b>
3.1. Local das Coletas.....	33
3.2. Coleta das Amostras.....	34
3.3. Amostragem.....	34
3.4. Meios de Cultura e Soluções Utilizadas.....	35



3.4.1. Meios de Cultura .....	35
3.4.1.1.Meios de Cultura para Quantificação de Coliformes.....	35
3.4.1.2.Meios para Quantificação de Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes.....	35
3.4.2. Soluções .....	35
3.4.2.1.Solução Tampão.....	35
3.4.2.2. Solução para o Teste de Fitotoxicidade.....	36
3.4.2.3.Solução para a Detecção de Amônia .....	36
3.4.2.4.Soluções para Detecção de Nitrito.....	36
3.5. Quantificação de Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes.....	37
3.6. Quantificação de Coliformes.....	38
3.6.1. Técnica dos Tubos Múltiplos.....	38
3.6.1.1. Ensaio Presuntivo para Coliformes Totais.....	38
3.6.1.2.Ensaio Confirmativo para Coliformes Termotolerantes.....	38
3.7. Testes de Fitotoxicidade.....	39
3.8. Detecção de Amônia, Nitrito e Nitrato.....	41
3.9. Análise dos Parâmetros Físico-Químicos.....	41
<b>CAPÍTULO 4</b>	
<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>42</b>
4.1. Bactérias Desnitrificantes e Nitrificantes.....	42
4.2. Coliformes Totais e Termotolerantes.....	48
4.3. Teste de Fitotoxicidade.....	51
<b>CAPÍTULO 5</b>	
<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>60</b>
<b>CAPÍTULO 6</b>	
<b>SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS.....</b>	<b>61</b>
<b>CAPÍTULO 7</b>	

<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>62</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>76</b>
1. Tabela de Hoskins- Índice do Número Mais Provável (NMP) e Limites de Confiança de 95% para os Resultados Positivos da Técnica dos Tubos Múltiplos para 3 tubos....	77
2. Tabela de Hoskins- Índice do Número Mais Provável (NMP) e Limites de Confiança de 95% para os Resultados Positivos da Técnica dos Tubos Múltiplos para 5 tubos....	78
3. Resultados de Quantificação de Bactérias Desnitrificantes .....	79
4. Bactérias Nitrificantes.....	79
5: Quantificação de Coliformes Totais.....	80
6: Quantificação de Coliformes Termotolerantes.....	80
7. Médias dos Metais pesados Presentes no chorume da entrada e da Saída da Estação de Tratamento de Chorume durante o ano de 2004.....	81
8. Anal de Resumos do 3° Congresso Nacional de Meio Ambiente , Salvador – BA, 2004.....	82
9. 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.....	85

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 2.1.: Etapas da Decomposição Anaeróbia de Resíduos Sólidos, segundo Barlaz (1996).....	11
Figura 2.2: Estação de Tratamento de Chorume do Aterro da Muribeca.....	19
Figura 2.3: Lagoa do Sistema Bioquímico do Aterro da Muribeca.....	21
Figura 3.1: Fluxograma do Procedimento Experimental Utilizado.....	32
Figura 3.2: Estação de Tratamento de Chorume (ETC) do aterro da Muribeca.....	33
Figura 3.3: Esquema da Técnica dos Tubos Múltiplos para Quantificação de Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes.....	37
Figura 3.4: Esquema da Quantificação de Coliformes.....	39
Figura 3.5: Placa controle do Teste de Fitotoxicidade.....	40
Figura 4.1: Quantificação de Bactérias Desnitrificantes do Chorume na Entrada e na Saída da Estação de abril/2004 a janeiro/2005.....	42
Figura 4.2: Precipitação Pluviométrica Mensal.....	43
Figura 4.3: Vazão do Chorume X Precipitação Pluviométrica do ano de 2004.....	44
Figura 4.4: Variação de pH da entrada e da saída da Estação de Tratamento de Chorume nos meses de abril/2004 a janeiro/2005.....	45
Figura 4.5: Quantificação de Bactérias Nitrificantes do Chorume na Entrada e na Saída da Estação de abril/2004 a janeiro/2005.....	46

Figura 4.6: Resultado Presença de Amônia nas Amostras.....	47
Figura 4.7: Concentrações de Carbonatos e Bicarbonatos do Chorume na Entrada e na Saída da Estação.....	48
Figura.4.8: Quantificação de Coliformes Totais na Entrada e Saída da Estação de Tratamento de Chorume.....	49
Figura 4.9: Quantificação de Coliformes Termotolerantes na Entrada e Saída da Estação de Tratamento de Chorume.....	49
Figura 4.10: Comparação da Quantificação de Coliformes Totais e Termotolerantes na Entrada e Saída da Estação.....	50
Figura 4.11: % Germinação do Repolho em Diferentes Diluições na Entrada da Estação.....	52
Figura 4.12 : % Germinação do Repolho em Diferentes Diluições na Saída da Estação.....	53
Figura 4.13: % Crescimento da Raíz do Repolho em Diferentes Diluições do Chorume da Entrada da Estação.....	54
Figura 4.14: % Crescimento da Raíz do Repolho em Diferentes Diluições do Chorume da Saída da Estação.....	54
Figura 4.15: Índice de Germinação do Repolho no Chorume em Diferentes Diluições da Entrada da Estação.....	56
Figura 4.16: Índice de Germinação do Repolho no Chorume em Diferentes Diluições da Saída da Estação.....	56

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 3.1: Locais de Amostragem.....	34
Tabela 4.1 - Número máximo de bactéria do grupo Coliforme Termotolerantes permitido para lançamento – Legislação Estadual Lei nº 8361.....	51
Tabela 4.2: Concentrações de Metais Presentes na Entrada da Estação.....	58
Tabela 4.3: Concentrações de Metais Presentes na Saída da Estação.....	59

## ABREVIATURAS

NMP.....	Número Mais Provável
DBO.....	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO.....	Demanda Química de Oxigênio
ETC.....	Estação de tratamento do Chorume
LD.....	Lagoa de Decantação
LA.....	Lagoa Anaeróbia
LF.....	Lagoa Facultativa
SBQ.....	Sistema Bioquímico
MC.....	Média de Crescimento
MG.....	Média de Germinação
%G.....	Porcentagem de Germinação
%CR.....	Porcentagem de Crescimento da Raíz
IG.....	Índice de Germinação

## RESUMO

O Aterro da Muribeca, localizado na Região Metropolitana do Recife, ocupa cerca de 60ha e diariamente são depositados 3000ton de resíduos sólidos urbanos. Nesta área foram construídas 9 células em camadas, as quais são revestidas por uma camada de solo impermeabilizante onde o lixo é depositado e compactado, ocorrendo todo processo de metabolização e degradação microbiana, gerando o chorume ou percolato. O chorume é tratado através da recirculação e da Estação de Tratamento de Chorume (ETC) que utiliza lagoas de estabilização (Lagoa de Decantação, Lagoa Anaeróbia, Lagoas Facultativas e Lagoa do Sistema Bioquímico). Este trabalho teve por objetivo avaliar através de análises microbiológicas e fitotóxicas a evolução do processo de estabilização do chorume, na entrada e na saída da Estação. A quantificação de bactérias do grupo Coliforme, Desnitrificantes e Nitrificantes foi realizada através da Técnica de Tubos Múltiplos, segundo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (1998). Os ensaios fitotóxicos foram realizados utilizando-se sementes repolho (*Brassica oleraceae*), segundo Tiquia *et al.*, (1996). O Número Mais Provável (NMP) de bactérias desnitrificantes na entrada e na saída variou de  $2,4 \times 10^3$  a  $2,4 \times 10^4$ . Com relação às bactérias nitrificantes foi observada uma baixa contagem durante o período de análises, com exceção do mês de janeiro/2005. Quanto a ocorrência de Coliformes Totais e Termotolerantes foi observado que após o mês de junho/2004 ocorreu grande diminuição, tanto na entrada como na saída das lagoas da Estação. O Teste de Fitotoxicidade mostrou que o chorume é altamente fitotóxico e só a partir da diluição de 1:10 é que foi observada germinação das sementes de repolho (*Brassica oleraceae*).

## ABSTRACT

Muribeca's Landfill, located in the Region Metropolitan of Recife, occupies about 60ha and daily they are deposited 3000ton of urban solid residues. In this area 9 cells in layers had been constructed, which are coated by a waterproof layer of soil where the waste is deposited and compact, occurring all process of metabolization and biological degradation, generating the leachate or percolated. The leachate is dealt with through the recirculation and the Station of Treatment of Leachate (STL) that it uses stabilization lagoons (Lagoon of Decantation, Anaerobic Lagoon, Facultative Lagoons and Lagoon of the System Biochemist). This work had for objective to evaluate through microbiological and phitoxicity analyses the evolution of the process of stabilization of the leachate, in the entrance and the exit of the Station. The quantification of bacteria of the group coliform, desnitrifying and nitrifying bacteria was carried through through the Technique of Multiple Tubs, according to Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (1998). The phitoxicity assays had been carried through using seeds cabbage (*Brassica oleraceae*), according to Tiquia *et al.*, (1996). The Most Probable Number (MPN) of desnitrifying bacteria in the entrance and the exit varied of  $2,4 \times 10^3$  to  $2,4 \times 10^4$ . With relation to the nitrifying bacteria a counting during the period of analyses was observed low, with exception of the month of January/2005. How much the occurrence of Total Coliform and Fecal Coliform was observed that after the month of June/2004 occurred great reduction, as much in the entrance as in the exit of the lagoons of the Station. The Test of Phitoxicity showed that the leachate is highly phitoxicity and alone from the 1:10 dilution is that was observed the germination seeds of cabbage (*Brassica oleraceae*).



## CAPÍTULO. 1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a intensa industrialização são os principais fatores que dão origem a produção do lixo urbano, decorrente principalmente da atividade consumista da sociedade, tendo como consequência a degradação do meio ambiente.

Na década de 70 a geração de resíduos sólidos domiciliares era da ordem de 200 a 500g/hab/dia, atualmente esta proporção varia de 500 a 1000g/hab/dia, dependendo das regiões, ocorrendo cidades que ultrapassam esse valor. No Estado de São Paulo a quantidade estimada de resíduos sólidos industriais produzidos na década de 1990, era da ordem de 996 mil toneladas/ano, não levando em consideração lançamentos clandestinos, que significativamente aumentam estes resíduos (PHILIPPI Jr. & MALHEIROS, 2005).

Segundo Jucá (2002), no Brasil são gerados 125.258 ton/dia de lixo domiciliar, sendo que 10.000 ton/dia são destinadas a aterros sanitários ou controlados.

Com o desenvolvimento tecnológico as características físico-químicas dos resíduos foram sendo alteradas, conseqüentemente aumentando o grau de poluição e contaminação de recursos hídricos, ar e solo, e maior demanda por novas tecnologias de tratamento, que respondessem às renovações (PHILIPPI Jr. & MALHEIROS, 2005).

O Aterro da Muribeca, situado na Região Metropolitana do Recife, recebe todo o lixo gerado pelas cidades do Recife e Jaboatão dos Guararapes, o que totaliza cerca de 3000 toneladas por dia de resíduos, sendo, portanto, o maior aterro de resíduos sólidos do Estado de Pernambuco. O aterro ocupa uma área de 60 ha e seu processo de recuperação teve início em 1994, através da construção de 9 células ou câmaras as quais são revestidas por uma camada de solo impermeabilizante onde o lixo é depositado e compactado (ARAÚJO *et al*, 2000; BRAGA *et al*, 2002).

A constituição dos resíduos deste aterro é de 60% de matéria orgânica, 15% de papel, 8% de plástico, 2% de metal, 2% de vidro e 13% de outros materiais como entulhos, madeira, folhas, solos (MACIEL & JUCÁ, 2002).

Os aterros sanitários são sistemas comumente adotados para disposição de lixo que é intercalado por coberturas de solo, onde ocorre o processo degradativo e fermentação anaeróbia.

Durante a decomposição de resíduos sólidos urbanos, a microbiota envolvida neste processo é bem diversificada, requerendo atividade coordenada de vários grupos microbianos. Macromoléculas como celulose, hemicelulose, lignina e outras sofrem hidrólise enzimática, produzindo monômeros que são utilizados por microrganismos fermentadores (ZEHNDER, 1978). Em seguida, ácidos orgânicos, como propionato e butirato são metabolizados pela microbiota acetogênica e fermentativa, gerando CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> e acetato, os quais constituem a matéria básica para produção de metano pelas bactérias metanogênicas (BARLAZ, 1996).

Além do metano e do CO<sub>2</sub> gerados durante a decomposição em aterros, ocorre a formação de um líquido escuro, resultante do processo degradativo e da precipitação pluviométrica na área, que é denominado chorume. O metano e o CO<sub>2</sub>, podem contribuir para as mudanças climáticas (USEPA, 1990), enquanto que o chorume pode ocasionar contaminação de águas do lençol freático e de superfície, além de necessitar de um custo operacional para o seu tratamento (BARLAZ, 1996).

Dois ambientes distintos são distinguidos em uma célula de resíduos aterrados, onde a fase aeróbia é caracterizada pela presença de bactérias heterotróficas, filamentosas e nitrificantes, além de protozoários e fungos e na fase anaeróbia, bactérias hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas (VAZOLLER, 2001).

Inúmeras investigações têm revelado a ocorrência de microrganismos entéricos em diversos aterros. Segundo Donnelly & Scarpino (1983), os níveis de coliformes totais ( $1,6 \times 10^5$  NMP/100mL) e termotolerantes ( $3,5 \times 10^3$  NMP/100mL) em todos os materiais residuais são relativamente altos, dependendo da natureza do resíduo aterrado. A presença destes organismos entéricos e de outros patógenos no chorume pode contaminar o lençol freático, trazendo problemas à comunidade e ao meio ambiente (GERBA, 1996).

O chorume é um tipo de água residuária, que deve ser submetido a tratamento específico, com o objetivo de remover poluentes e contaminantes, adequando sua

qualidade aos padrões legais, capacidade de auto-depuração do meio e aspectos de reúso (PHILIPPI Jr. & MALHEIROS, 2005).

Águas residuárias contêm amônia e matéria proteínácea que pode servir como fonte de energia para bactérias nitrificantes. A nitrificação é uma demanda de oxigênio a qual é independente do conteúdo orgânico da água residuária ou efluente. A demanda de oxigênio por unidade de massa de amônia é muito alta, teoricamente 4,57 mg de oxigênio consumido por mg de amônia oxidada. A demanda de óxido nítrico de um efluente tratado pode ser um principal fator na poluição de reservatórios de água (PIPES & ZMUDA, 1996).

A nitrificação heterotrófica e a desnitrificação aeróbia tem sido foco de atenção por causa da sua contribuição para o ciclo do nitrogênio no ambiente e a possibilidade de sua aplicação no tratamento de águas residuárias (MATSUZAKA *et al.*, 2003).

A água residuária pode ser reutilizada na agricultura (irrigação de culturas forrageiras), na indústria (torres de resfriamento, caldeiras, construção civil, etc.), na aquicultura (alimentação de reservatórios de produção de peixes e plantas aquáticas), na irrigação de parques e jardins públicos ou condominiais, entre outros (BORSOI *et al.*, 2002).

O chorume do Aterro da Muribeca vem sendo tratado através da recirculação do chorume com o objetivo de reduzir a vazão, a carga de matéria orgânica e da Estação de Tratamento de Chorume (ETC) utilizando lagoas de estabilização. O tratamento biológico através das lagoas de estabilização é constituído por várias lagoas como: lagoa de decantação, lagoa anaeróbia, lagoas facultativas e lagoa de tratamento bioquímico, sendo nesta última, utilizada a fitorremediação com a planta - *Typha domingensis* - vulgarmente conhecida como Taboa. O chorume passa por estas lagoas, respectivamente, permanecendo por um tempo de retenção de aproximadamente 30 dias, após este processo é lançado em rios circunvizinhos como os Rios Jaboa e Muribequina.

O tratamento do chorume utilizando lagoas de estabilização constitui um processo biológico que se caracteriza pela simplicidade, eficiência e baixo custo, onde a matéria orgânica é estabilizada pela oxidação aeróbia ou anaeróbia das bactérias

e/ou pela redução fotossintética das algas, sendo indicado para o clima brasileiro com temperatura e insolação elevadas (STEENSEN, 1997; FERREIRA *et al.* 2001).

Em decorrência dos vários problemas ocasionados pelo lançamento inadequado do chorume, pretende-se realizar avaliações microbiológicas e de fitotoxicidade para verificar a evolução da estabilização do chorume após o tratamento realizado no Aterro da Muribeca pela Estação de Tratamento de Chorume (ETC).

## **1.1.Objetivos**

### **1.1.1.Geral**

Avaliar através de análises microbiológicas e de testes de fitotoxicidade a evolução do processo de estabilização do chorume, na Estação de Tratamento de Chorume (ETC) do Aterro da Muribeca.

### **1.1.2. Específicos**

- Pesquisar o Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais e termotolerantes no chorume coletado nas lagoas de estabilização;
- Quantificar as bactérias nitrificantes e desnitrificantes através do Número Mais Provável (NMP);
- Analisar a influência dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos no processo de estabilização;
- Realizar testes de fitotoxicidade do chorume, utilizando sementes de repolho (*Brassica oleraceae*).

## CAPÍTULO 2: REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1. Resíduos Sólidos

Desde a sociedade primitiva havia produção de resíduos, pois a humanidade utilizava os recursos da terra para seu próprio sustento. Mas a eliminação dos resíduos provenientes das atividades não era um problema de grande preocupação, devido o baixo crescimento populacional e o número de áreas disponíveis para armazenamento dos resíduos. Portanto, nos tempos atuais a geração de resíduos tem sido uma problemática (MONTEIRO *et al*, 2002).

Zanta & Ferreira (2003) classificaram os resíduos sólidos em três classes, conforme a periculosidade, podendo apresentar riscos à saúde e ao meio ambiente. Esta classificação é importante para escolha da estratégia de gerenciamento mais viável.

- **Classe I: Resíduos Perigosos;** são aqueles que apresentam características de periculosidade ou inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.
- **Classe II: Não-inertes;** são aqueles que apresentam características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.
- **Classe III: Inertes;** são aqueles que não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente.

Os resíduos sólidos são constituídos por uma mistura de rejeitos, e são gerados pela atividade humana, de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, entre outros. Sendo assim, a sua composição sólida se torna evidente, tanto em diversidade quanto em complexidade. Considera-se também, resíduos sólidos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição, bem como líquidos cujas particularidades impedem

o seu lançamento na rede pública de esgoto ou corpos d'água (ZANTA & FERREIRA, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2000).

Os resíduos sólidos gerados são encaminhados para a disposição final em aterros sob a responsabilidade do poder municipal (BRAGA *et al.*, 2002).

Segundo o Environmental Protection Agency (EPA) (1999), mais de 230 milhões de toneladas de resíduos sólidos, são produzidos nos Estados Unidos, gerando em média cerca de 1840g de resíduos por pessoa por dia, quando em 1960 esta produção era de apenas 1080g por pessoa por dia. Além do mais, a composição dos resíduos sólidos gerados naquele país compreende: 38,1% papel, 12,1% entulho, 10,9% resto de comida, 10,5% plástico, 7,8% metal, 6,6% borracha, couro e tecido, 5,5% vidro, 5,3% madeira e 3,2% outros. Enquanto no Brasil, segundo Consoni *et al* (1996), a composição média do lixo domiciliar é: 3,0% vidro, 4,0% metal, 3,0% plástico, 25,0% papel e 65,0% outros.

O que agrava a geração de resíduos é a sua disposição em lugares inadequados (MELO, 2003). Assim, dependendo da forma de disposição final do lixo, as possibilidades de contaminação do meio ambiente, através da poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos, colocam em risco a qualidade de vida do homem e do planeta (LIMA, 1995).

A questão da geração de resíduos municipais e chorume têm sido bastante discutidas pela comunidade científica e pela sociedade em decorrência dos graves problemas ambientais e de saúde pública, quando lançados inadequadamente, sendo importante a implantação da gestão de resíduos sólidos urbanos (JUCÁ, 2002).

Segundo Mendes *et al.*, (2004) não existe um gerenciamento ótimo, devido as diferenças geográficas nas características dos resíduos, recursos energético, avaliação de opções de disposição e quantidade de produtos negociados provenientes do gerenciamento dos resíduos. Por isso, os sistemas de disposição dos rejeitos devem ser determinadas de acordo com a localização visando reduzir os impactos ambientais.

O metano produzido em vários aterros tem representado uma fonte renovável de energia derivado de biomassa. Em 1992, o metano foi recuperado em quantidades comerciais em 119 aterros nos Estados Unidos e no Canadá. Este metano é convertido

em energia elétrica, mas em alguns casos ele é diretamente canalizado em caldeiras industriais ou limpo à gás natural. Em contradição a esses benefícios, a produção de metano e dióxido de carbono contribui para mudanças climáticas do planeta já que são gases de efeito estufa (BARLAZ, 1996).

O programa de gerenciamento dos resíduos sólidos inclui a reciclagem, compostagem e/ou incineração, que têm levado a uma diminuição da fração de lixo direcionado aos aterros. A incineração e a reciclagem não são alternativas consideradas viáveis para todas as comunidades, assim os aterros poderão ser uma significativa escolha para o futuro gerenciamento dos resíduos (BARLAZ, 1996).

O aterramento de resíduos sólidos, vem sendo praticado a séculos. Em 2500 a.C., na Mesopotâmia, os Nabateus enterravam os rejeitos domésticos e agrícolas em trincheiras escavadas no solo, que depois de algum tempo eram abertas e a matéria orgânica utilizada como fertilizante para produção de cereais. Outros relatos, revelam a prática de aterrar o lixo pelos romanos, para afastar os roedores e insetos, e pelos europeus, durante a Idade Média, quando a peste bubônica fez 43 milhões de vítimas. Assim, com a necessidade de aterrar o lixo, surgiu o que hoje se denomina de Aterro Sanitário (LIMA, 1995).

Como historicamente os aterros têm sido uma alternativa para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, a sua evolução tem sido fundamental para seu planejamento e sua operacionalização. No passado, os aterros representavam buracos aberto ou pântanos onde eram depositados os resíduos, sem cobertura e, algumas vezes eram queimados para redução do volume e, existindo apenas um pouco de controle da água da chuva que em contato com o resíduo gerava chorume. Atualmente, os aterros são altamente engenheirados com planejamento facilitado no que diz respeito a separação dos resíduos do ambiente, à coleta do chorume, e ao controle da migração de metano (BARLAZ, 1996).

Os resíduos são aterrados em camadas constituídas de solo de baixa permeabilidade para reduzir a infiltração de água de chuva, seguida por uma coberta de revestimento vegetativo, o qual serve para minimizar a erosão desta cobertura final e promover a evapotranspiração. A fração de solo de drenagem tem o objetivo capturar a

água percolada através do revestimento vegetativo e minimizar a percolação para os resíduos (BARLAZ.1996).

Os aterros minimizam o impacto ambiental, maximizam os benefícios e apresentam um baixo custo (O'LEARY & WALSH, 1995). Entretanto, a falta de espaço para comportar todo o resíduo produzido é um fator crítico, uma vez que a produção de rejeitos é mais rápida que a sua degradação, o que torna difícil e dispendioso a obtenção de espaço adequado para armazená-los (CLABAUGH, 2001).

Devido a sua larga praticabilidade e baixo custo operacional, o aterro sanitário é uma das técnicas mais comuns e aceita para disposição dos resíduos sólidos. O monitoramento da conduta dos aterros, a degradação e a eficiente geração de gases tóxicos são importantes parâmetros para o entendimento e melhoria desta prática de disposição de resíduos e reativação de áreas degradadas. Este tipo de aterro correlaciona os fatores e condições ambientais com os processos de biodegradação dos resíduos, havendo uma melhoria da técnica e aumentando a eficiência da conversão dos resíduos a subprodutos, portanto diminuindo o tempo estimado para a estabilização do material (MONTEIRO *et al*, 2002).

Segundo Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada pelo IBGE 2002, a população brasileira, de 170 milhões de habitantes gera cerca de 126 mil toneladas de resíduos sólidos. E a disposição final destes resíduos indica que, 63,6% dos municípios brasileiros depositam seus resíduos em lixões, somente 13,8% utilizam aterros sanitários e 18,4% depositam seus resíduos em aterros controlados, totalizando 32,2% (ZANTA & FERREIRA, 2003).

Na maioria dos municípios com população inferior a 10.000 habitantes (cerca de 48% dos municípios brasileiros) a destinação do lixo mais utilizada é o depósito a céu aberto, chamados lixões (ZANTA & FERREIRA, 2003). Esta forma de disposição do lixo são constantes em cidades de países subdesenvolvidos e em desenvolvimento (MELO, 2003).

A Região Metropolitana do Recife, onde está localizado o Aterro da Muribeca, é uma área da costa tropical com uma larga predominância de monção de chuvas quase o ano inteiro. O clima desta região é quente e úmido, apresentando uma taxa de



precipitação de chuva anual excedendo a evapotranspiração. Este aterro recebe 3 mil ton/dia de resíduos, sendo o maior aterro do Estado de Pernambuco (MONTEIRO *et al*, 2002).

Segundo Maciel & Jucá (2002), o lixo gerado neste aterro é constituído por: 60% de matéria orgânica, 15% de papel, 8% de plástico, 2% de metal, 2% de vidro e 13% de outros materiais, como folhas e entulhos. Em 1994, este aterro começou a ser recuperado e transformado em um aterro controlado, com a construção de células de cerca de 20 a 30m de altura.

## 2.2. Decomposição dos Resíduos

Os resíduos orgânicos depositados em aterros são metabolizados e biodegradados a compostos de menor peso molecular como água, dióxido de carbono, metano, oxigênio, entre outros, por microrganismos decompositores (fungos e bactérias, aeróbias e/ou anaeróbias). Além destes microrganismos, os resíduos sólidos também podem apresentar uma microbiota patogênica, como os resíduos contaminados por dejetos humanos ou de animais domésticos, ou certos tipos de resíduos de serviços de saúde (ZANTA & FERREIRA, 2003).

Segundo Melo (2003), a velocidade de degradação dos resíduos sólidos de um aterro de resíduos sólidos é afetada por uma série de fatores, tais como:

- composição, características dos resíduos e altura das camadas de lixo;
- teor de umidade dos resíduos;
- tipo e espessura da cobertura, que influenciam na temperatura, na umidade e, conseqüentemente na decomposição anaeróbia;
- condição climática: em países de clima temperado deve ser levado em consideração as condições de evaporação, transpiração e congelamento;
- idade do aterro: responsável pela estabilidade dos resíduos.

O processo de degradação anaeróbia é altamente vulnerável a precipitação. Quando a precipitação é intensa, um grande número de microrganismos aeróbios pode

ser encontrado se comparado ao período seco. Esta diferença é devido à presença de oxigênio dissolvido dentro da massa de resíduos (MONTEIRO *et al.*, 2002).

Em aterros jovens, geralmente predominam as bactérias acidogênicas. Cerca de 80-90% do conteúdo orgânico do chorume de aterros na fase acidogênica pode consistir de matéria orgânica biodegradável na forma de ácidos graxos voláteis (WELANDER *et al.*, 1997).

A celulose e a hemicelulose são os principais compostos biodegradáveis dos aterros de resíduos sólidos. Um outro componente muito importante é a lignina, que funciona como recalcitrante sob condições de anaerobiose. A lignina pode inibir a decomposição da celulose e da hemicelulose impedindo o acesso microbiano para estes carboidratos. Outros compostos biodegradáveis presentes em menores concentrações são as proteínas e os açúcares solúveis (BARLAZ, 1996).

A biodegradação dos resíduos, ocorre através da ação conjunta de vários grupos microbianos que utilizam atividades bioquímicas complexas, como actinomicetos, fungos, bactérias, vírus e prozoários. Dentre as bactérias encontram-se espécies litolíticas e fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfatos e protozoários. Na fase inicial degradativa do lixo em aterros, o processo ocorre em presença de oxigênio, condição requerida para as atividades metabólicas de microrganismos aeróbios, e enquanto, os microrganismos anaeróbios, estão presentes no restante da degradação (ZANTA & FERREIRA, 2003; BARLAZ, 1996).

Alguns grupos de bactérias anaeróbias são requeridos para produção de metano a partir de polímeros como celulose, hemicelulose e proteína. A primeira reação é a hidrólise, gerando açúcares solúveis, aminoácidos, glicerol e ácidos carboxílicos de cadeia longa; estes por sua vez, são fermentados pelas bactérias fermentativas, a compostos menores, como ácidos carboxílicos de cadeia curta, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, álcoois e acetato. O acetato é produzido por bactérias acetogênicas a partir de H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>, enquanto a produção de metano ocorre pela atividade das bactérias metanogênicas (archaea bactérias), pela conversão do acetato ou H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> (ZEHNDER, 1978; BARLAZ,

1996). Na Figura 2.1, observa-se as etapas da decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos, segundo Barlaz, 1996.

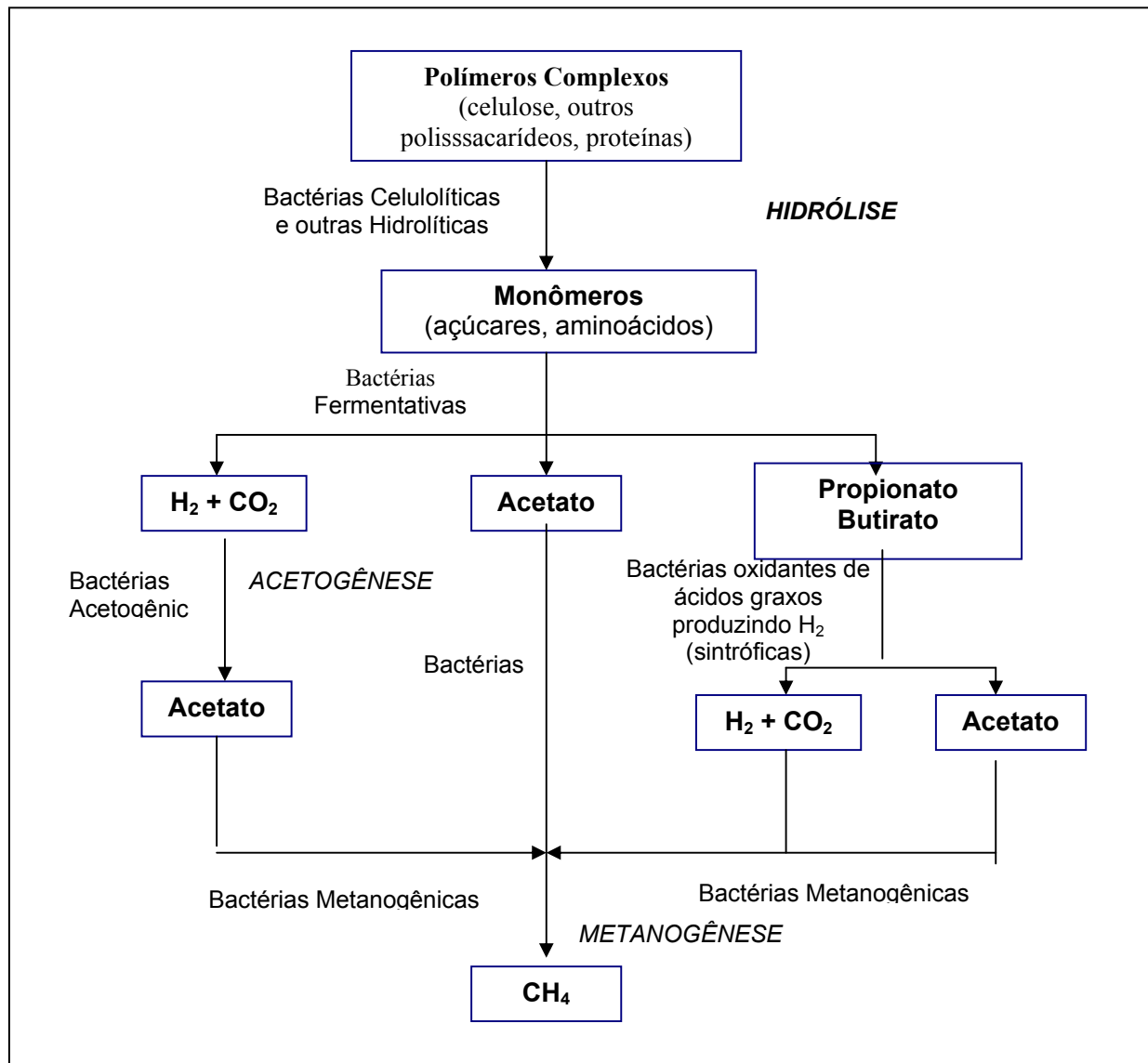


Figura 2.1.: Etapas da Decomposição Anaeróbia de Resíduos Sólidos, segundo Barlaz (1996).

A produção de gás proveniente da degradação anaeróbia depende principalmente da composição biodegradável da fração dos resíduos, do conteúdo de umidade e de alguns fatores como, pH, temperatura, aeração, alcalinidade,

disponibilidade de nutrientes, microrganismos e ausência de compostos tóxicos (CHAN *et al.*, 2002).

Na fase metanogênica, a capacidade de biodegradação dos lixiviados é menor por conta do acúmulo de substâncias de difícil degradação biológica, como os ácidos fúlvicos e húmicos, provenientes da decomposição de material vegetal. Esses compostos também contribuem para coloração escura destes lixiviados. Além disso, o chorume de aterros na fase metanogênica freqüentemente contém altas concentrações de amônia, o que constitui sério problema ambiental devido a sua fertilização e efeitos tóxicos (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2003; WELANDER *et al.*, 1997).

### **2.3.Caracterização do Chorume**

Em muitos aterros, os resíduos sólidos são depositados juntos com diferentes tipos de rejeitos, até danosos. Significando que a composição do chorume de aterros municipais varia de acordo com os resíduos depositados, local do aterro, geologia, temperatura, conteúdo de umidade, e fatores hidrológicos. Mas a composição do chorume também varia com a idade do aterro. Em aterros jovens, contendo largas quantidades de matéria orgânica biodegradável, uma rápida fermentação anaeróbia toma espaço, resultando em ácidos graxos voláteis (fase acidogênica) e biogás (fase metanogênica). Nestas fases, o chorume contém elevadas taxas de nitrogênio na forma de amônia, que em altas concentrações é tóxico e tem efeitos como fertilizante. Além de que o chorume proveniente de aterros mais antigos, contém altos índices de nitrogênio-amoniaco devido a hidrólise e fermentação de frações nitrogenadas de compostos biodegradáveis e, conseqüentemente baixas concentrações de matéria orgânica (WELANDER *et al.*, 1997; ONAY & POLAND, 1998; CONNOLLY *et al.*, 2004).

A composição do chorume apresenta variações dependentes da natureza dos resíduos sólidos aterrados, da atividade da flora microbiana, características do solo, do índice pluviométrico e da idade do aterro (KARGI & PAMUKOGLU, 2003).

Em períodos chuvosos, a predominância de um alto nível de diluição interfere diretamente na qualidade do percolado. A diluição é responsável pela diminuição de componentes físico-químicos e, conseqüente aumento de microrganismos aeróbios e anaeróbios degradadores de sub-produtos (MONTEIRO *et al.*, 2002).

Os compostos orgânicos solúveis e inorgânicos encontrados nos resíduos são formados de processos biológicos e químicos no aterro. A geração do chorume é proporcionada pela percolação da umidade através da massa de resíduos, o qual resulta numa remoção destes compostos solúveis e sua dissolução e, suspensão no chorume. Os sub-produtos originados dos processos de degradação contribuem significativamente para concentração de orgânicos no chorume particularmente nos estágios iniciais de decomposição da matéria orgânica depois do resíduo degradado (EL-FADEL *et al.*, 2002).

Em alguns aterros, este líquido é coletado e tratado em outro lugar (BRAGA *et al.*, 2002). A carga orgânica do chorume geralmente apresenta valores máximos nos primeiros anos de funcionamento do aterro e vai decrescendo gradualmente, em decorrência da grande quantidade de matéria orgânica. Os indicadores de poluentes orgânicos são DQO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) (RODRÍGUEZ *et al.*, 2004).

A DQO do chorume é uma medida de toda matéria oxidável presente no chorume, enquanto a DBO é uma medida da massa orgânica biodegradável. Portanto, a razão de DBO/DQO pode ser considerada como uma medida de biodegradabilidade da matéria orgânica, e da maturidade tanto do chorume como do aterro, o qual diminui com o tempo. Mas também as altas concentrações de DQO/DBO podem ser devido à presença de compostos tóxicos como íons metálicos (EL-FADEL *et al.*, 2002; KARGI & PAMUKOGLU, 2003).

Em aterros com menos de 5 anos, o chorume produzido contém alta concentração de sólidos dissolvidos e de matéria orgânica; enquanto o chorume mais antigo contém uma carga orgânica menor, porém rico em amônia e nitrogênio, devido a hidrólise e fermentação de frações nitrogenadas de resíduos biodegradáveis (ONAY & POHLAND, 1998).

As principais fontes de metais pesados nos aterros são as pilhas, as pinturas, tintas, tintas de impressão, entre outras. Os metais mais comuns são cádmio, zinco, níquel e cobre. A solubilidade do metal no chorume depende do pH, do potencial redox e da solubilidade das espécies de metais depositados, concentração de agentes complexantes (ácidos húmicos) e íons resistentes. A solubilidade do metal no chorume aumenta com o decréscimo do pH (ERSES & ONAY, 2003).

Os metais pesados influenciam na atividade das comunidades microbianas alterando a conformidade das enzimas, bloqueando grupos funcionais essenciais ou pela troca de íons metálicos, além disso afetando a respiração e biomassa do solo, a mineralização do N e a nitrificação (HOLTAN-HARTWIG *et al.*, 2002).

O chorume recirculado em aterros do tipo biorreatores apresenta baixa concentração de compostos de carbono degradáveis, mas alto conteúdo de amônia, pois a decomposição dos resíduos se dá na fase metanogênica (KNOX, 1985). Segundo Clabaugh (2001) e Welander *et al.*, (1997), nestes aterros, a concentração de amônia no chorume pode chegar a 5000mg/L valor este superior ao permitido, que é menor que 10mg/L. O descarte deste chorume pode causar numerosos problemas ambientais, como a eutrofização de águas superficiais, redução de eficiência do cloro, diminuição do oxigênio dissolvido em águas receptoras, além de efeitos adversos à saúde pública.

A maior parte do nitrogênio encontrado em chorumes está na forma de nitrogênio amoniacal devido às condições anaeróbias prevalentes nos aterros, e suas concentrações variam para as diferentes formas de nitrogênio: amônia de 0-1250 mg/L, nitrato de 0-9,8 mg/L e nitrito de 1,5 mg/L (WAKIDA & LERNER, 2005).

A DBO e a DQO do chorume diminuem com a decomposição dos resíduos, sendo largamente constituído de matéria húmica. Assim, os resíduos sólidos contêm, aproximadamente 4% de proteína que durante sua decomposição origina a amônia que é estável sob condições anaeróbias, e acumulada no chorume. Altas concentrações de amônia persistem por longo tempo depois de um decréscimo da DBO e DQO para concentrações representativas de uma boa decomposição dos resíduos. Sendo assim,

o tratamento do chorume para remoção de amônia é um importante aspecto a longo prazo para gerenciamento do aterro (PRICE *et al*, 2003).

O tratamento *ex situ* do chorume para remoção de amônia envolve bioreatores nitrificantes, desnitrificantes e anaeróbio para a conversão de NO<sub>3</sub> (nitrato) a gás N<sub>2</sub>, um inofensivo sub produto (PRICE *et al*, 2003).

Li & Zhao, (2003) relatam que aterros em Hong Kong contêm em seu chorume altos níveis de amônia e nitrogênio numa razão de 2000 a 5000mg.L<sup>-1</sup>.

O chorume de aterros requer um tratamento antes de ser descartado no ambiente para evitar a contaminação de águas de superfície e subterrâneas (CHAN *et al.*, 2002).

### **2.3.1. Tratamento do Chorume**

Uma vez formado, o chorume deve ser drenado para um sistema de tratamento, antes de ser lançado num corpo d'água ou ser utilizado para outras atividades, como a irrigação (COSSU *et al*, 2001).

O tratamento de chorume apresenta grandes problemas em decorrência dos altos índices de DQO, alto teor do íon amônio, da alta razão DQO/DBO e também devido à presença de compostos tóxicos como íons metálicos. Trabalhos vêm sendo desenvolvidos para o tratamento do chorume de aterros, principalmente em áreas municipais visando diminuir o impacto ambiental (KARGI & PAMUKOGLU, 2003).

Uma solução para tratar o chorume é misturá-lo com o esgoto municipal numa planta de tratamento de esgoto. Esta solução tem sido muito questionada, devido aos efeitos do chorume na estação de tratamento de esgoto municipal e a qualidade do esgoto gerado neste processo. Tem sido relatado que compostos inibitórios no chorume podem prejudicar o processo de tratamento biológico do esgoto e o acúmulo de substâncias danosas, como metais pesados, impossibilitando sua aplicação como

fertilizante na agricultura. Por isso o interesse na separação do tratamento destes dois tipos de resíduos vem sendo desenvolvido há algum tempo (WELANDER *et al.*, 1997).

Apesar do melhoramento das técnicas para os aterros de resíduos sólidos, o tratamento do chorume ainda é um dos principais interesses ambientais, em decorrência do impacto ambiental causado por este produto (SPONZA & AĀDAĀ, 2004).

Existem várias técnicas para o tratamento do chorume como: Recirculação do chorume; Tratamento Bioquímico ou Fitorremediação e Tratamento Biológico através de Lagoas de Estabilização.

### **2.3.1.1. Recirculação do Chorume**

A recirculação do chorume é adequada para aterros localizados em área com baixa precipitação e de altas temperaturas. As principais vantagens deste processo são a simplicidade e baixo custo operacional, além de distribuir nutrientes e enzimas (entre metanogênicos, sólidos e líquidos), tamponar o pH, diluir e precipitar compostos inibitórios, e favorecer a evaporação. O chorume recirculado pode reduzir o tempo requerido para estabilização do aterro de várias décadas a dois ou três anos (DIAMADOPOULOS, 1994; CLABAUGH, 2001).

Segundo Chan *et al* (2002), a recirculação do chorume não só diminui o período do estágio metanogênico, mas também reduz a tensão do chorume, em termos de DQO, que depende das parcelas de nutrientes, minerais ou compostos orgânicos sendo atenuado pelos resíduos e solo das células dos aterros.

Este tipo de tratamento pode ser empregado em modernos aterros, proporcionando as condições necessárias para uma estabilização do chorume. Este processo está sendo realizado em vários lugares como na Pensylvania, Germânia, Flórida, Geórgia, Turquia entre outros (ŠAN & ONAY, 2001; REINHART, 1996).



### 2.3.1.2. Tratamento Biológico - Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são corpos d'água parada, construídos artificialmente para fins de tratamento de resíduos líquidos de natureza orgânica. Este tratamento se faz por processos naturais – físicos, biológicos e bioquímicos, denominados auto-depuração ou estabilização. Os principais tipos de lagoas de estabilização são a anaeróbia, aeróbia, facultativa, aerada e de maturação, as quais podem operar isoladamente ou em conjunto, conforme as características do efluente e da eficiência requerida do sistema (PHILIPPI Jr. & MALHEIROS, 2005).

O principal objetivo deste tipo de tratamento é a remoção de organismos parasitas e patogênicos em águas residuárias urbanas, de acordo com o seu tempo de retenção. Por isso, as lagoas têm capacidade de produzirem efluentes com baixa DBO, DQO, pequena concentração de nutrientes, como  $\text{NH}_3$ , e sólidos suspensos (AMAHMID *et al*, 2002; CAMPOS *et al*, 2002; GRAAE *et al*, 1998; FRASCARI *et al*, 2004).

O tratamento de chorume por lagoas de estabilização depende de inúmeras variáveis para um bom desempenho. São elas: tempo de retenção hidráulico suficiente para o processo de biodegradação dos compostos orgânicos biodegradáveis, vazão do chorume equalizada, um sistema de drenagem eficiente de águas pluviais, cobertura diária do lixo, uma relação DBO/DQO elevada, carga orgânica, temperatura, baixos teores de inorgânicos e de cor (LINS, 2003; FRASCARI *et al*, 2004).

Entende-se como tempo de retenção hidráulico como um tempo mínimo necessário ao desenvolvimento de microrganismos em um dado ambiente, onde no caso estudado, cada lagoa de estabilização deve possuir um tempo mínimo necessário de retenção de efluente antes de efetuar a passagem do mesmo para uma outra lagoa (LINS, 2003).

As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário do afluente sendo projetadas para receber cargas orgânicas elevadas, fazendo predominar os processos de fermentação anaeróbia diminuindo assim a presença de oxigênio dissolvido no meio líquido abaixo da superfície. Tendo em vista a baixa eficiência na remoção de DBO, é recomendada a utilização de outra lagoa de tratamento, como a

facultativa, onde ocorre o tratamento secundário do afluente. A lagoa facultativa representa a dualidade ambiental, caracterizada pela fermentação anaeróbia, oxidação e redução fotossintética das algas. No fundo destas lagoas há uma zona anaeróbia e outra zona aeróbia que vai até a superfície. Nas lagoas anaeróbias, a DBO é estabilizada e o oxigênio é fornecido pelas algas e pela ação do vento sobre o espelho d'água da lagoa. São rasas e permitem a entrada da luz solar (PHILIPPI Jr. & MALHEIROS, 2005; JUCÁ *et al*, 2002; SERAFIM, *et al.*, 2003).

Pode ser introduzido oxigênio nas lagoas aeradas através de um sistema mecanizado, funcionando como uma lagoa estritamente aeróbia ou facultativa. As lagoas de maturação são projetadas para o tratamento terciário, principalmente para remoção de compostos que contêm nitrogênio, fósforo, e coliforme (PHILIPPI Jr. & MALHEIROS, 2005; FRASCARI *et al*, 2004).

A tecnologia das lagoas de estabilização tem sido muito vantajosa pelo seu baixo custo, facilidade de construção e operação, com exceção das lagoas aeradas, que exige aeradores e manutenção dos equipamentos (PHILIPPI Jr. & MALHEIROS, 2005; CAICEDO *et al*, 2002; SENZIA *et al.*, 2002).

As lagoas de estabilização bem projetadas e operadas podem alcançar elevada eficiência de remoção de coliformes, produzindo efluentes de acordo com os critérios mais rigorosos para irrigação irrestrita, como no caso da USEPA ( $\leq 200$  CF/100mL). O padrão da Organização Mundial da Saúde ( $10^3$  *E. coli* /100mL) foi alcançado com cerca de 14 dias de tempo de retenção hidráulica. Com 7 dias o efluente já se encontrava isento de ovos de helmintos, atendendo o padrão da OMS para irrigação restrita e irrestrita (BASTOS *et al.*, 2003).

Desde a década de 50, as lagoas de estabilização vêm sendo utilizadas por toda a Europa e Estados Unidos, para o tratamento de águas residuárias municipais e industriais. Hoje, existem aproximadamente 7.000 lagoas de tratamento de água residuária nos Estados Unidos (ALEXIOU & MARA, 2003; GRAAE *et al*, 1998).

A Figura 2.2 mostra a Estação de Tratamento do Chorume do Aterro da Muribeca, que consiste numa série de lagoas de estabilização ordenadas.



Figura 2.2: Estação de Tratamento de Chorume do Aterro da Muribeca.

### 2.3.1.3. Tratamento Bioquímico - Fitorremediação

A fitorremediação é uma alternativa capaz de empregar sistemas vegetais fotossintetizantes com o fim de desintoxicar ambientes degradados ou poluídos (DINARDI *et al.*, 2003; SERAFIM, *et al.*, 2003).

As substâncias alvos da fitorremediação incluem metais (Pb, Zn, Cu, Ni, Hg, Se), compostos inorgânicos ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{-3}$ ), elementos químicos radioativos (U, Cs, Sr), hidrocarbonetos derivados de petróleo (BTEX), pesticidas e herbicidas (atrazina, bentazona, compostos clorados e nitroaromáticos), explosivos (TNT, DNT), solventes clorados (TCE, PCE) e resíduos orgânicos industriais (PCPs, PAHs), entre outros (DINARDI *et al.*, 2003).

Segundo Maehllum (1995), no tratamento bioquímico são utilizadas a barreira bioquímica que consiste na passagem ou filtração do chorume por argila e areia seguida da fitorremediação que se mostram eficientes para remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, ferro e patógenos.

O sistema bioquímico se refere à remoção, degradação, ou isolamento de substâncias tóxicas do ambiente com a utilização de solo/plantas/microrganismos. Geralmente, nestes processos são utilizadas plantas aquáticas emergentes que se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao sedimento e com o caule e as folhas parcialmente submersas (JUCÁ *et al.*, 2002; SERAFIM, *et al.*, 2003). Após este tratamento em série o efluente pode ser usado na agricultura como fertilizante, como relatado por Madera, (2002).

A fitorremediação tem sido largamente utilizada por um longo período com bons resultados de águas residuárias domésticas, industriais, zootécnicas e de exploração de minas. Esta tecnologia apresenta um baixo custo quando comparado aos tratamentos físico-químicos, químico e biológico do chorume (COSSU *et al.*, 2001).

A utilização de plantas aquáticas justifica-se pela sua intensa absorção de nutrientes e pelo seu rápido crescimento, assim também por oferecer facilidades de sua retirada das lagoas e ainda pelas possibilidades de aproveitamento da biomassa escolhida. Podendo ser cultivadas plantas visando a produção de alimentos que podem ser aproveitados tanto por animais tanto pelo próprio homem. Plantas como *Typha angustifolia* (Taboa), *Scirpus holoschoenus*, *Cyperus longus* (junca-longa), *Juncus acutus* (junco agudo), *Íris pseudacorus* (lírio amarelo), *Phragmites australis* (caniço), podem ser utilizadas nesta tecnologia de fitorremediação (DINARDI *et al.*, 2003).

No Aterro da Muribeca a planta *Typha domingensis* (Taboa) é utilizada como uma complementação do tratamento realizado na Estação de Tratamento de Chorume (Figura 2.3).

Com a eliminação de metais pesados e de matéria orgânica, o chorume pode ser utilizado como fertilizante. Segundo Li & Zhao (2003), este chorume ecologicamente viável pode ser caracterizado através de testes de fitotoxicidade, o qual mostra que sementes de couve flor (*Brassica parachinenses*) podem servir como indicador da ausência de substâncias tóxicas (metais, NH<sub>4</sub> etc.) no chorume.



Figura 2.3: Lagoa do Sistema Bioquímico do Aterro da Muribeca.

#### 2.4. Importância das Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes

As bactérias nitrificantes são encontradas em muitos ambientes aeróbios onde a matéria orgânica é mineralizada. Elas são largamente distribuídas no solo, água doce, esgotos e sistemas de tratamento de esgotos (WATSON *et al.*, 1984).

A nitrificação consiste na oxidação de formas mais reduzidas de nitrogênio inorgânico, principalmente  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_2^-$ , para formas mais oxidadas que são componentes cruciais do ciclo do nitrogênio. A nitrificação é realizada por alguns microrganismos, no ambiente. Este processo é atribuído a dois tipos especializados de eubactéria autotrófica aeróbia: as amônia-oxidantes e as nitrito-oxidantes (TANNER, 1996; CAPONE, 1996; JURETSCHKO *et al.*, 1998).

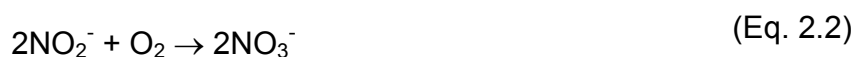
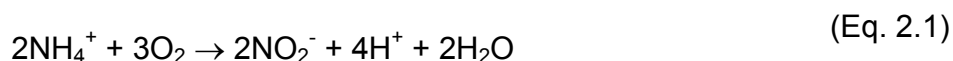
A oxidação de amônia por bactérias autotróficas é um processo que ocorre em duas etapas, consistindo da conversão de amônia a nitrito e deste a nitrato. Estes dois passos são realizados por bactérias oxidantes de amônia e oxidantes de nitrito, respectivamente. A energia que é liberada durante a oxidação de compostos de N inorgânico pode ser usada por esses organismos como a única fonte de energia para fixação de  $\text{CO}_2$  e crescimento. A nitrificação quimiolitotrófica é realizada por um

restrito número de bactérias. As bactérias oxidantes de amônia são Proteobactérias pertencentes ao grupo monofilético da  $\beta$ -subclasse onde, nesta classificação existem dois gêneros: *Nitrosospira* e *Nitrosomonas*, enquanto o gênero *Nitrosococcus* pertence a  $\gamma$ -subclasse. Este último exibe a propriedade oxidante de amônia, mas é restrito a ambientes marinhos (DE BOER & KOWALCHUK, 2001; BURREL *et al.*, 2001; BOLLMANN & LAANBROEK, 2001).

As bactérias oxidantes de nitrito são quimiolito-autotróficas, e compreende os gêneros *Nitrobacter* ( $\alpha$ -subclasse), *Nitrococcus* ( $\gamma$ -subclasse), *Nitrospira* ( $\delta$ -subclasse). Destes, apenas o *Nitrobacter* tem sido detectado no solo, enquanto a distribuição natural dos outros gêneros oxidantes de nitrito estão sob investigação. A oxidação da amônia é sugerida ser um passo limitante na nitrificação autotrófica. Por esta razão muitas metodologias têm tido uma atenção especial, em relação a estas bactérias (DE BOER & KOWALCHUK, 2001; BURREL *et al.*, 2001; BOLLMANN & LAANBROEK, 2001).

A enzima chave para oxidação da amônia quimiolitoautotrófica é a amônia mono-oxigenase, onde a amônia ( $\text{NH}_3$ ) é mais metabolizada do que o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). A amônia é convertida a hidroxilamina, o qual é lançado no periplasma e oxidado a nitrito pela hidroxilamina oxiredutase. Em adição para amônia, uma larga razão de compostos orgânicos e não-polar podem ser oxidados pela amônia mono-oxigenase. Muitos desses compostos são inibidores competitivos da oxidação da amônia (DE BOER & KOWALCHUK, 2001; JURETSCHKO *et al.*, 1998).

Segundo Clabaugh, (2001) e Capone, (1996), na natureza, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são responsáveis pelas reações de oxidação da amônia a nitrito e de nitrito a nitrato, respectivamente (Equações 2.1 e 2.2).



Estas reações seqüenciadas de oxidação contribuem para a formação de um ambiente sustentável e sobrevivência das bactérias nitrificantes (CLABAUGH, 2001).

A razão de crescimento da *Nitrosomonas* é menor do que a *Nitrobacter*, assim a acumulação de nitrito não ocorreria na fase aeróbica a menos que a *Nitrobacter* seja inibida (CARLEY & MAVINIC, 1991).

Com o fato das bactérias envolvidas nestes processos, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, apresentarem um crescimento lento, os processos de nitrificação se tornam muito susceptíveis a inibição (GRUNDITZ, 2001). Pois as bactérias nitrificantes são muito sensíveis a compostos químicos orgânicos e a íons metálicos (ARVIN *et al*, 1994). Concentrações de 10-150 mgN/L de amônia livre inibem significativamente a atividade destas bactérias (YANG *et al.*, 2004).

Além do processo de nitrificação autotrófica, muitas bactérias heterotróficas e fungos, também produzem nitrito e/ou nitrato. Ao contrário das bactérias oxidantes de amônia, a oxidação por heterotróficos não está associada ao crescimento celular, existindo duas vias bioquímicas para a oxidação de amônia por heterotróficos. A primeira via bioquímica é realizada por bactérias nitrificantes heterotróficas como, *Paracoccus denitrificans*, *Thiosphaera pantotropha*, *Pseudomonas putida* e *Alcaligenes faecalis*, as quais possuem enzimas oxidantes de amônia e de hidroxilamina que são similares as enzimas das bactérias nitrificantes autotróficas. Algumas destas bactérias como *Thiosphaera pantotropha*, realizam a nitrificação e a desnitrificação em condições aeróbias. Este processo combinado de nitrificação-desnitrificação parece ser usado para dispersar equivalentes reduzidos (NADH) sob condições onde a capacidade respiratória a base de oxigênio é limitado. Assim, estas bactérias podem manter uma alta taxa de crescimento, que pode ser vantajoso quando o substrato energético está em excesso (DE BOER & KOWALCHUK, 2001; MATSUZAKA *et al.*, 2003).

A segunda via bioquímica heterotrófica para oxidação do amônio é também conhecida como nitrificação fúngica. De Boer & Kowalchuk, (2001), sugeriram que os compostos nitrogenados podem reagir com o radicais hidroxil quando o superóxido e o peróxido de hidrogênio estão presentes. As condições essenciais para formação de

radicais hidroxil ocorre provavelmente durante a lise das células e degradação da lignina quando oxidases e superoxidases são lançadas no ambiente.

A redução do nitrato dissimilatório é realizada por uma grande variedade de bactérias anaeróbias facultativas que promovem a desnitrificação biológica através da redução de óxidos de nitrogênio, como  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NO}_2^-$ , a produtos gasosos finais,  $\text{N}_2\text{O}$  ou  $\text{N}_2$ . Esta redução realizada por bactérias redutoras de nitrato, ocorre quando o  $\text{O}_2$  está inacessível. Na ausência de oxigênio o acceptor final de elétrons é o nitrato e as bactérias denitrificantes como os gêneros *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archromobacter* e *Bacillus* são responsáveis pela remoção do nitrato (CAPONE, 1996; CLABAUGH, 2001; BESCHKOV *et al.*, 2003). A redução de  $\text{NO}_3^-$  dissimilatório a  $\text{NH}_4^+$  (fermentação de  $\text{NO}_3^-$ ), o qual conserva N combinado em um ecossistema, às vezes ocorre com um excesso de desnitrificação (TANNER, 1996).

Segundo Carley & Mavinic, (1991), as bactérias anaeróbias também podem reduzir nitrato a nitrito, mas não são consideradas verdadeiras desnitrificantes. As desnitrificantes verdadeiras usam tanto o oxigênio como o nitrato e nitrito como o acceptor final de elétrons através da mesma via metabólica, sendo que o oxigênio é preferido porque suprime as enzimas requeridas para desnitrificação.

A redução do nitrato a gás nitrogênio é o principal mecanismo pelo qual o nitrogênio fixado retorna ao solo e à água. De todo o nitrogênio fixado depositado na terra, 60% é produzido pela atividade humana, podendo causar a saturação de N em florestas, eutrofização de ecossistemas aquáticos e aceleração da perda da diversidade biológica (MURRAY & KNOWLES, 2003).

O nitrato é um composto de nitrogênio que ocorre naturalmente em concentrações moderadas em muitos ambientes. Este elemento é a forma de nitrogênio mais utilizada pelas plantas e é muito solúvel. Além de ser um comum contaminante de águas superficiais e águas subterrâneas, pode causar problemas na saúde em crianças e animais, assim como eutrofização de corpos d'água (WAKIDA & LERNER, 2005).

Segundo Grunditz *et al* (1998), as culturas de microrganismos oxidantes de amônia, oxidantes de nitrito e redutores de nitrato são inibidas pelo zinco, mas elas também podem sofrer a interferência do cobre, níquel e do chumbo, respectivamente.



Segundo De Boer & Kowalchuk, (2001), o método mais comumente utilizado para quantificar as bactérias oxidantes de amônia é a Técnica do Número Mais Provável (NMP). Também através de técnicas moleculares, como PCR quantitativo, PCR de rRNA do gene 16s, detecção da enzima amoA, Hibridização in situ fluorescente (FISH) e detecção de bactérias oxidantes de nitrito.

As técnicas de isolamento de culturas de bactérias nitrificantes são tendenciosas para um determinado grupo de microrganismos e parecem isolar uma pequena fração da diversidade total de microrganismos. Além disso o desenvolvimento das colônias no meio sólido leva vários meses, são pequenas e de difícil transferência, além da dificuldade na eliminação de contaminantes heterotróficos. Por isso, a recente aplicação da biologia molecular que tem como alvo a molécula de RNAr 16S se tornou um valioso método de estudo da diversidade, composição e dinâmica da comunidade microbiana. Pela análise de sucessivos fragmentos de DNAr 16S, foi revelado que o  $\beta$ -subgrupo de bactérias oxidantes de amônia incluem menos de sete agrupamentos filogenéticos entre os gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrospira*. Uma outra técnica é o PCR competitivo, baseado na amplificação de gene 16S rRNA para quantificação de bactérias oxidantes de amônia (KOWALCHUK *et al.*, 1998; McCAIG *et al.*, 1994; PURKHOLD *et al.*, 2000; BURREL *et al.*, 2001; HASTING *et al.*, 1997; PHILLIPS *et al.*, 2000; AAKRA *et al.*, 1999).

O DGGE (Gel de Eletroforese em Gradiente Desnaturante) é uma alternativa utilizada para separação de seqüências constituintes de misturas complexas de produtos de PCR, baseado nas diferenças de mobilidade em um gel de acrilamida com um gradiente de desnaturação química (KOWALCHUK *et al.*, 1998).

## 2.5. Importância dos Coliformes

A capacidade microbiana de metabolizar compostos orgânicos, naturais ou sintéticos (xenobióticos), e inorgânicos é o que possibilitou o emprego desses agentes

biológicos pela engenharia sanitária como solução a problemas gerados pelos rejeitos lançados ao meio ambiente (MELO, 2003).

A microbiota em aterros é em geral constituída por bactérias acidofílicas, onde 80-90% do conteúdo do chorume do aterro na fase acidogênica pode consistir de matéria orgânica biodegradável na forma de ácidos graxos voláteis. Estes compostos ácidos são convertidos a biogás por microrganismos anaeróbios durante a fase metanogênica. Conseqüentemente, nesta fase o chorume contém uma grande quantidade de compostos orgânicos, como ácido fúlvico, e elevada concentração de amônia (HARMSEN, 1983).

A composição das águas residuárias pode selecionar os grupos microbianos nos processos de tratamento. As características variadas dessas águas possibilitam o desenvolvimento de diferentes heterótrofos no meio, em sua maioria bactérias entéricas. Outros compostos orgânicos mais complexos resultam na seleção de tipos microbianos aptos a degradação de tais moléculas. Da mesma forma, a presença de nitrogênio sob a forma amoniacal poderia facilitar o crescimento de bactérias nitrificantes, e o nitrato (produto metabólico) favoreceria o aparecimento de bactérias desnitrificantes (VAZOLLER, 2001).

São diversos os microrganismos que podem ser encontrados em resíduos sólidos. Por serem de interesse sanitário ambiental, são empregadas em análises de diagnóstico ambiental (MONTEIRO, 2003).

Os testes para detectar e quantificar a presença de microrganismos nas águas contaminadas utilizam como base critérios para um microrganismo indicador.

Os organismos indicadores usuais são as bactérias do grupo coliforme. Coliformes são microrganismos que se caracterizam como bacilos Gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de endosporos, capazes de crescer na presença de sais biliares, têm a capacidade de fermentar a lactose com produção de aldeído, ácido e gás em 48 horas de incubação em caldo lactosado a 35°C e, também estão associados com a degradação da matéria orgânica (SANCHEZ, 1996; TORTORA *et al.*, 2000).

Os coliformes podem ser encontrados em fezes humanas e de animais, em esgotos, águas superficiais, solo, vegetação, insetos e outros lugares no ambiente (COSTA, 1979). Estudos têm demonstrado que as fezes humanas e de animais de sangue quente, são ricas em coliformes e que estas bactérias geralmente não existem em águas não poluídas (SANCHEZ, 1996).

O grupo coliforme pode ser dividido em organismos termotolerantes (fecais) e não termotolerantes (coliformes totais). Esta divisão estabelece que a *E.coli* típica e raças afins são de origem fecal, enquanto que os organismos que não são de origem fecal direta, são representadas pela *Enterobacter aerogenes* e suas variedades (LIMA *et al*, 2002).

O grupo dos coliformes totais inclui gêneros que não são exclusivamente de origem fecal, por isso sua aplicação é limitada como indicador específico de contaminação fecal. Assim, técnicas de emuneração de coliformes termotolerantes foram desenvolvidas. Os microrganismos deste subgrupo aparecem exclusivamente no trato intestinal humano. Em laboratório, a diferença entre coliformes totais e termotolerantes é feita através da temperatura de incubação, pois os coliformes termotolerantes continuam vivos a 44,5°C e têm a capacidade de fermentar a lactose em altas temperaturas (SANCHEZ, 1996).

Além da *E. coli*, se tornou evidente a existência de outros coliformes termotolerante, como *Klebsiella*, que por não serem de origem fecal, comprometiam a especificidade deste subgrupo. Por isso, as tendências atuais se direcionam para a detecção específica da *E. coli*, que é o único componente do grupo coliforme exclusivamente de origem fecal (SANCHEZ, 1996).

A densidade do grupo de coliformes totais e termotolerantes pode ser expressa pelo Número Mais Provável (NMP), baseado na habilidade das bactérias coliformes fermentarem a lactose (TORTORA *et al.* , 2000)

Os testes para detecção de coliformes estão sujeitos a interferências devido a outros tipos de bactérias; resultados falso-negativos podem ocorrer quando espécies do gênero *Pseudomonas* sp. estão presentes e resultados falso-positivos também podem ocorrer devido à ação sinérgica de outras bactérias (SANCHEZ, 1996).

*Pseudomonas* são bacilos Gram-negativos não esporulados, móveis, produtores de pigmentos (apocianina e fluoresceína) e incapazes de utilizar carboidratos pela via fermentativa, crescem tanto a 37°C como a 42°C e ocorrem principalmente no solo e na água (KONEMAM *et al.*, 2001).

## 2.6. Fitotoxicidade

O impacto do chorume na microflora e na microfauna é muito alto e, sendo governado por vários fatores, como alta carga de matéria orgânica e de metais pesados, alto nível de compostos nitrogenados e fluxo maciço de contaminantes. A avaliação dos impactos dos componentes do chorume em uma planta de tratamento e a escolha de um esquema de redução apropriada requer a identificação das classes dos compostos responsáveis pela toxicidade observada (ISIDORI *et al.*, 2003).

A identificação dos contaminantes responsáveis pela toxidez é extremamente difícil por causa do número restrito de químicos detectados por análises de rotina, a complexidade da mistura do chorume e a incerteza circundante de suas biodisponibilidade. Portanto, a avaliação de identificação da toxidez é uma ferramenta para detectar e identificar os agentes tóxicos. Este método combina técnicas químicas e fracionamento físico com a resposta dos organismos testes e reserva aos pesquisadores identificar a natureza das toxinas antes das análises instrumentais (ISIDORI *et al.*, 2003).

Isidori *et al.* (2003), realizou um trabalho de avaliação e identificação dos compostos tóxicos do chorume através de organismos testes de vários grupos taxonômicos, utilizando a bactéria *Vibrio fischeri*, o rotífera *Brachionus calyciflorus* e os crustáceos *Thamnocephalus platyurus* e *Daphnia magna* e, os resultados obtidos determinaram classes de contaminantes que contribuem para toxidez do chorume de aterros. Simples fracionamentos, mostraram que a toxidez era em maior parte devido a metais catiônicos bivalentes quelados pelo EDTA, compostos apolar, sólidos suspensos, e compostos básicos solúveis tal como amônio. A toxicidade da amônia é

predominantemente associada com a forma não ionizada que aumenta quando o pH se eleva. Neste estudo, o organismo mais sensível para uma larga quantidade de toxinas foi *T. platyurus*, já o menos sensível foi a bactéria *V. fischeri*.

Os compostos tóxicos presentes em aterros de resíduos sólidos urbanos e, conseqüentemente no chorume podem inibir tanto o crescimento microbiano como serem potencialmente perigosos para o meio ambiente e a saúde pública (MELO, 2003).

A crescente demanda por recursos hídricos para atender aos múltiplos usos tem incentivado diversas pesquisas e iniciativas concretas de reúso da água, dentre as quais a de águas residuárias, principalmente em regiões de clima árido e semi-árido, onde a disponibilidade limitante de água constitui obstáculo importante para o desenvolvimento (MARQUES *et al.*, 2003).

A utilização de águas residuárias na irrigação pode promover a contaminação pelo contato direto com efluentes ou pelo consumo de alimentos contaminados (BASTOS *et al.*, 2003).

Segundo Bastos *et al.*, (2003) existem quatro grupos de risco que precisam ser protegidos quanto aos critérios de qualidade propostos: 1. consumidores de vegetais contaminados; 2. consumidores de produtos de animais que pastam em áreas irrigadas com efluentes; 3. trabalhadores rurais; 4. público residente nas proximidades de áreas irrigadas com efluentes.

Os critérios da Organização Mundial de Saúde (OMS) para irrigação irrestrita, encontram-se centrados no emprego de lagoas de estabilização e no entendimento de que o padrão  $\leq 1$  ovo de nematóide /L serve como indicador da remoção dos demais organismos sedimentáveis (outros helmintos e protozoários), enquanto o padrão  $\leq 1000$  Coliformes Fecais (CF)/100mL é indicativo da inativação de bactérias patogênicas e vírus. Para culturas restritas (culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens e árvores) não é exigido sequer o padrão bacteriológico (BASTOS *et al.*, 2003).

Inúmeros estudos revelam a toxicidade dos rejeitos industriais assim como o chorume por conterem alta concentração de metais pesados e nutrientes como amônia e nitrogênio. Este grau de toxicidade dos aterros depende de variáveis que influenciam no crescimento dos microrganismos, como a idade da célula, quantidade de matéria orgânica, temperatura, oxigênio, pH, metais e nitrogênio (MONTEIRO *et al*, 2002).

A irrigação com altas concentrações de sais e metais pesados pode causar um detrimento na germinação das sementes, na planta jovem, na maturação, no crescimento da raiz e nos ramos (TAM & TIQUIA, 1994).

Tem sido dada uma considerável atenção aos metais pesados, particularmente devido a sua natural ocorrência. Altas concentrações deprimem o crescimento das plantas, apesar de certos metais serem requeridos em pequenas quantidades para o crescimento saudável (WONG & BRADSHAW, 1982).

Rejeitos contaminados com metais em várias partes do mundo usualmente contêm mais do que um metal e estes podem ocorrer em concentrações tóxicas, exemplos: descarregos de metais (cobre, chumbo e zinco) e de carvão (alumínio, manganês, cobre, níquel, zinco, ferro), resíduos fundidos (cobre, chumbo, zinco), lodo de esgoto e compostos residuais (cobre, zinco, chumbo), entre outros, dependendo da fonte (WONG & BRADSHAW, 1982).

Estudos prévios dos compostos tóxicos presentes nos chorumes evidenciaram os metais pesados tais como Ag, Hg, Cd, Mn, Cu, e Zn, compostos orgânicos, ácidos graxos e ácidos húmico e fúlvico, além da amônia presente em altas concentrações (CLÉMENT & MERLIN, 1995).

Um dos compostos tóxicos presentes no chorume é a amônia como relatado por Cossu, *et al* (2001). Os pesquisadores observaram que a amônia não ionizada ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) na concentração de 7,16 mg/L inibiu em 50% o crescimento de *Lemna minor* (planta flutuante). Igualmente Clément & Merlin, (1995), mostraram que a amônia não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) é mais tóxica que a forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), em decorrência do aumento do pH, aumentando a toxicidade do chorume de aterros.

Ensaio de toxicidade usando peixes, invertebrados, algas e bactérias luminescentes não podem ser conduzidos com a mesma facilidade e freqüência como

são realizadas as análises físico-químicas tal como a determinação de amônia. O desenvolvimento destes ensaios requer uma cultura e um organismo teste de manutenção (PIPES & ZMUDA, 1996).

Um outro problema é a qualidade da água de irrigação, pois a condutividade hidráulica do solo pode ser reduzida. Geralmente, os efeitos se dão nas camadas superficiais do solo, comprometendo a infiltração e o alcance da zona radicular, gerando a formação de crostas superficiais, problemas na germinação e emergência, falta de aeração, inundação da cultura, escoamento superficial elevado e erosão do solo (MARQUES *et al.*, 2003).

Antes que rejeitos possam ser reutilizados em terras agricultáveis, vêm sendo realizados testes de fitotoxicidade destes compostos com a avaliação da germinação de sementes e crescimento das plântulas, para monitorar a toxicidade de solos contaminados com químicos orgânicos durante processos de biorremediação. Estas avaliações constituem um dos mais importantes critérios usado para evitar riscos ambientais. Trabalhos publicados revelam que compostos imaturos podem causar efeitos negativos no solo, como na germinação de sementes, no crescimento e desenvolvimento de plantas. Os compostos imaturos apresentam uma alta atividade microbiana, que reduz a concentração de oxigênio no solo e, bloqueiam o acesso ao nitrogênio disponível o que causa sérias deficiências no metabolismo das culturas. Os compostos imaturos também podem conter metais pesados, compostos fenólicos e amônia. O excesso destes elementos e ácidos orgânicos retardam o crescimento e a germinação de sementes (TIQUIA *et al.*, 1996; BEDELL, 2003). Assim estes efeitos são evitados pela compostagem destes rejeitos até que a matéria orgânica tenha se estabilizada (TIQUIA & TAM, 1998).

Portanto, pode-se inferir o grau de estabilização do composto através da quantificação microbiana e do nível de toxicidade (MELO, 2003).

Técnicas de avaliação da germinação de sementes e crescimento da raiz têm sido realizadas porque são simples, rápidas, seguras e reproduzem os danos causados por combinações tóxicas presentes em vários compostos (WANG & KETURI, 1990).

### CAPÍTULO 3. MATERIAIS E MÉTODOS

A Figura 3.1 representa um fluxograma esquematizando o procedimento experimental que foi realizado neste trabalho.

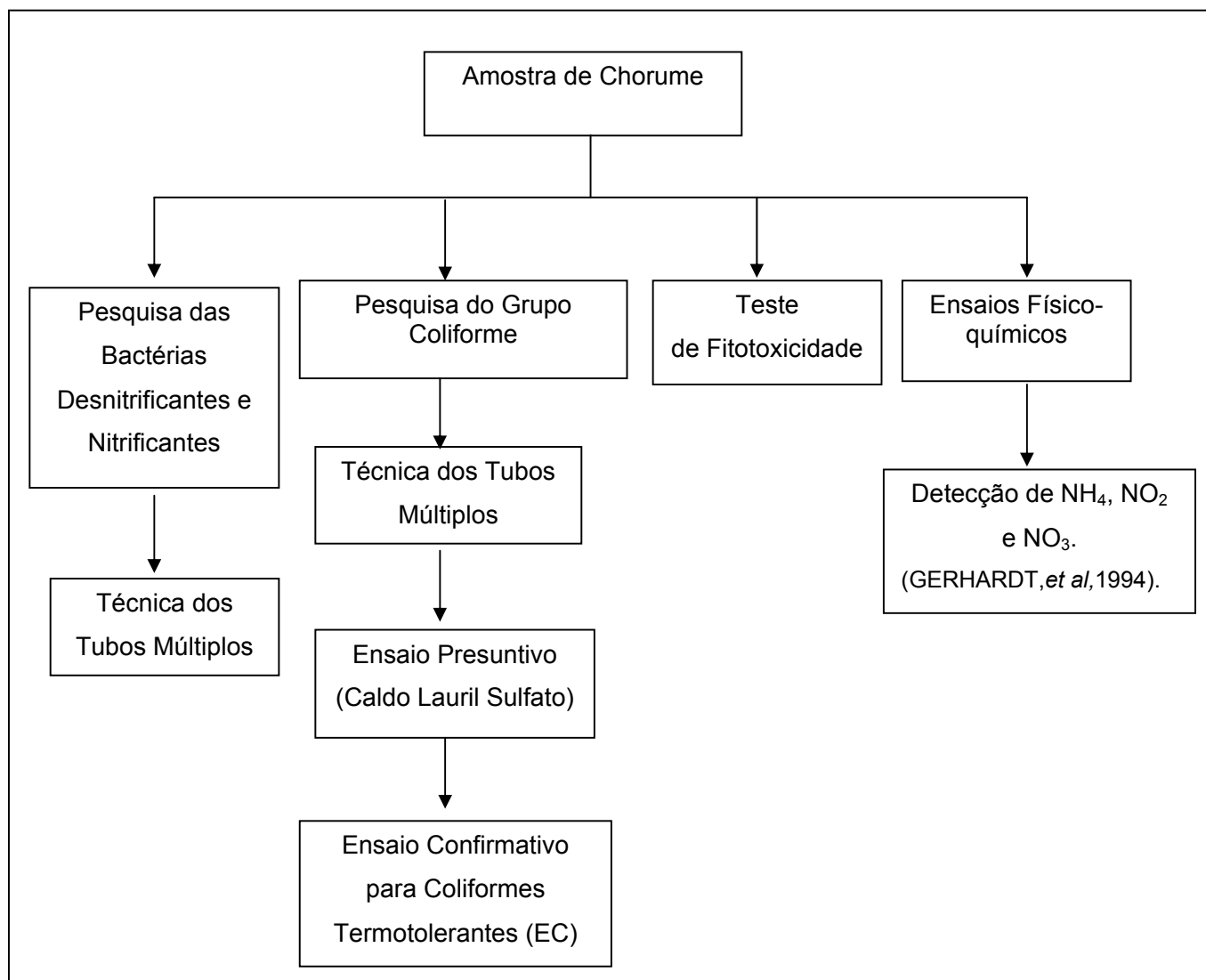


Figura 3.1: Fluxograma do Procedimento Experimental Utilizado



### 3.1. Local das Coletas

As coletas foram realizadas na Estação de Tratamento de Chorume do Aterro da Muribeca, localizado no Município de Jaboatão dos Guararapes-PE.

As amostras foram coletadas na entrada (Lagoa de Decantação) e na saída (Lagoa Facultativa 3 ou Lagoa de Sistema Bioquímico). A coleta realizada na entrada e saída da Estação de Tratamento de Chorume foi de acordo com o funcionamento destas lagoas, pois a lagoa da saída da Estação em alguns meses se encontrava em manutenção. Então, a coleta da saída da Estação foi realizada na Lagoa Facultativa 3 ou na Lagoa do Sistema Bioquímico.

A Figura 3.2 mostra a Estação de Tratamento de Chorume do Aterro da Muribeca que utiliza o sistema de tratamento através de lagoas de estabilização.

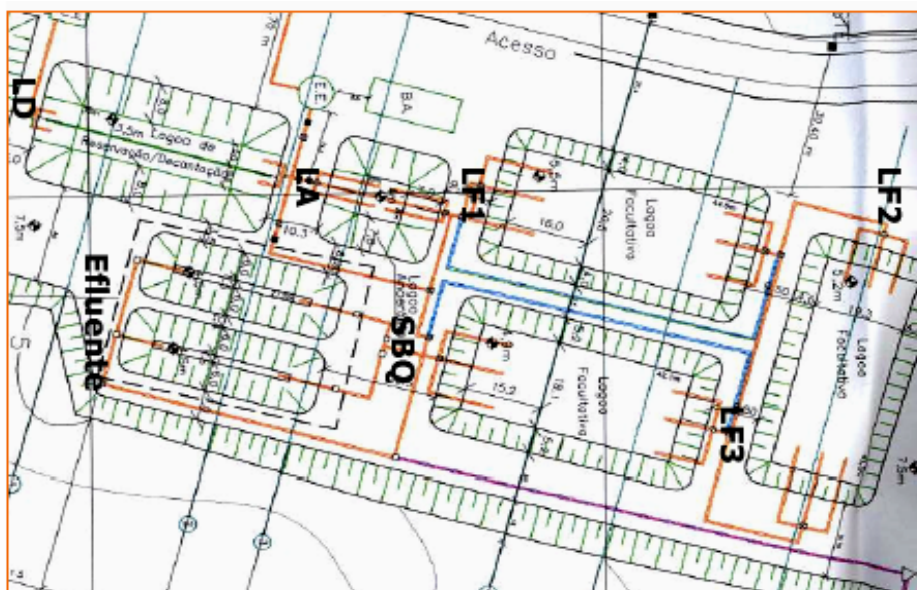


Figura 3.2: Estação de Tratamento de Chorume (ETC) do aterro da Muribeca  
LD: Lagoa de Decantação; LA: Lagoa Anaeróbica; LF: Lagoa Facultativa; SBQ: Sistema bioquímico.

### 3.2. Coleta das Amostras

As amostras foram coletadas numa profundidade de aproximadamente 20cm, em frascos previamente preparados e esterilizados em autoclave a 120°C durante 20 minutos (LIMA *et al*, 2002).

### 3.3. Amostragem

As amostragens, para a quantificação de microrganismos do grupo Coliforme e para análise dos parâmetros físico-químicos, foram realizadas a partir de janeiro de 2004 até janeiro de 2005. Enquanto as análises de Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes e, os Testes de Fitotoxicidade foram realizadas durante o período de abril de 2004 a janeiro de 2005.

A Tabela 3.1 mostra os locais de amostragem nos meses estudados.

Tabela 3.1: Locais de Amostragem.

<b>Tempo (meses)</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>
<b>Janeiro/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa do Sistema Bioquímico
<b>Fevereiro/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa Facultativa 3
<b>Março/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa do Sistema Bioquímico
<b>Abril/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa Facultativa 3
<b>Mai/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa Facultativa 3
<b>Junho/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa Facultativa 3
<b>Julho/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa Facultativa 3
<b>Agosto/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa do Sistema Bioquímico
<b>Setembro/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa do Sistema Bioquímico
<b>Outubro/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa do Sistema Bioquímico
<b>Novembro/04</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa do Sistema Bioquímico
<b>Dezembro/04</b>	-	Lagoa do Sistema Bioquímico
<b>Janeiro/05</b>	Lagoa de Decantação	Lagoa do Sistema Bioquímico

### **3.4. Meios de Cultura e Soluções Utilizadas**

#### **3.4.1. Meios de Cultura**

##### **3.4.1.1. Meios de Cultura para Quantificação de Coliformes**

CALDO-LAURIL SULFATO:

Triptose = 20,0g; Lactose = 5,0g; Cloreto de sódio = 5,0g; Lauril sulfato de sódio = 0,1g;  $K_2HPO_4$  = 2,75g;  $KH_2PO_4$  = 2,75g; Água Destilada = 1000mL; pH = 6,9 – 7,0.

MEIO EC:

Triptose ou tripticase = 20,0g; Mistura de sais biliares ou Sais biliares n.º = 1,5 g; Lactose = 5,0g;  $K_2HPO_4$  = 4,0g;  $KH_2PO_4$  = 1,5g; NaCl = 5,0g; Água Destilada = 1000mL; pH = 6,9 – 7,0

##### **3.4.1.2. Meios para Quantificação de Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes**

MEIO CALDO NITRATO:

Extrato de Carne = 3,0g; Peptona = 5,0 g; Nitrato de Potássio ( $KNO_3$ ) = 1,0g; Água Deionizada = 1000mL; pH = 7,0- 7,2.

MEIO CALDO SULFATO DE AMÔNIA

Extrato de Carne = 3,0g; Peptona = 5,0g; Sulfato de Amônia ( $(NH_4)_2SO_4$ ) = 1mL; Água Deionizada = 1000mL; pH = 7,0 – 7,2.

#### **3.4.2. Soluções**

##### **3.4.2.1. Solução Tampão**

Soluções para o Tampão Fosfato:

SOLUÇÃO-ESTOQUE A:

$\text{KH}_2\text{PO}_4$  = 34,0g; Água destilada = 1000 mL.

SOLUÇÃO-ESTOQUE B:

$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  = 81,1g; Água destilada = 1000 mL

TAMPÃO FOSFATO:

Solução-estoque A = 1,25mL; Solução-estoque B = 5,0mL; Água Destilada = 1000mL.

### 3.4.2.2. Solução para o Teste de Fitotoxicidade

SOLUÇÃO SALINA:

Na Cl = 0,9g; Água destilada = 100 mL.

### 3.4.2.3. Solução para a Detecção de Amônia

REAGENTE DE Nessler (GERHARDT *et al*, 1994)

KI = 5,0g; Água destilada = 5,0mL; Dissolver o KI na água e adicionar uma solução saturada de  $\text{HgCl}_2$  (0,2g/35mL) até a formação de um precipitado. Em seguida adicionar 20 mL de NaOH 5N e diluir até 100mL.

### 3.4.2.4. Soluções para Detecção de Nitrito

SOLUÇÃO A

$\alpha$ - naftilamina = 0,02g; HCl 1,5N = 100 mL. Dissolver por aquecimento.

SOLUÇÃO B

Ácido Sulfanílico = 1,0g; HCl 1,5N = 100 mL. Dissolver por aquecimento.

### 3.5. Quantificação de Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes

A quantificação de bactérias nitrificantes e desnitrificantes foi realizada pela Técnica dos Tubos Múltiplos (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998), através da observação da presença de gás nos tubos de Durham. As amostras foram diluídas (Figura 3.3) em solução salina, para reduzir a carga de compostos tóxicos do churume. Cada amostra diluída foi inoculada com volumes de 10, 1 e 0,1mL em séries de 3 tubos contendo os meios Caldo Nitrato e Caldo Sulfato de Amônia, para a quantificação das bactérias nitrificantes e desnitrificante, respectivamente. Em seguida todos os tubos foram incubados 7 dias a 37°C (GERHARDT *et al*, 1994).

Os resultados foram avaliados através da Tabela de Hoskins para três tubos (Standard Methods for Examination of Water and Waste Water, 1971) (Anexo).

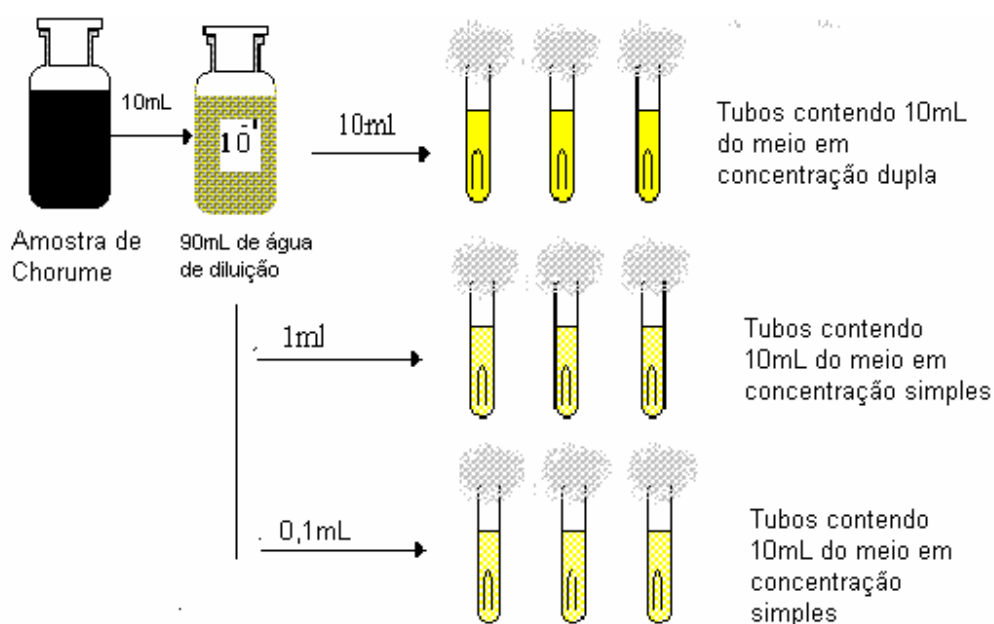


Figura 3.3: Esquema da Técnica dos Tubos Múltiplos para Quantificação de Bactérias Nitrificantes e Desnitrificantes.

### **3.6. Quantificação de Coliformes**

A quantificação de Coliformes foi realizada através da Técnica dos Tubos Múltiplos, segundo a metodologia de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (1998).

#### **3.6.1. Técnica dos Tubos Múltiplos**

##### **3.6.1.1. Ensaio Presuntivo para Coliformes Totais**

Para este ensaio foi utilizado uma série de cinco tubos de 10mL do meio Caldo Lauril Sulfato (subitem 3.4.1.1) (contendo tubos de Durham invertidos) em dupla concentração. Após diluições e inoculações os tubos foram incubados a 35°C durante 48 horas.

Os resultados foram avaliados através da Tabela de Hoskins (Anexo), que utiliza uma estimativa da densidade original das bactérias pesquisadas, através da aplicação de cálculos de probabilidade que é expressa por NMP (Número Mais Provável) por 100mL.

##### **3.6.1.2. Ensaio Confirmativo para Coliformes Termotolerantes**

O Caldo Lauril Sulfato é um meio seletivo para o grupo Coliforme. Sendo utilizado para quantificação de Coliformes Totais, sendo necessário tão somente realizar-se teste para a confirmação para coliformes termotolerantes (MERCK, 1990).

Tubos contendo meio EC (subitem 3.4.1.1.) com tubos de Durham invertidos, foram inoculados com alça de platina a partir dos tubos positivos do ensaio presuntivo, e foram incubados em banho-maria a  $44,5^{\circ} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$  por 24 horas. Os resultados foram

avaliados pela formação de gás e a quantificação (NMP/100mL) determinada através da Tabela de Hoskins (NMP/100mL) (Anexo).

A Figura 3.4 mostra um esquema da Quantificação de Coliformes Totais e Termotolerantes através da Técnica dos Tubos Múltiplos.

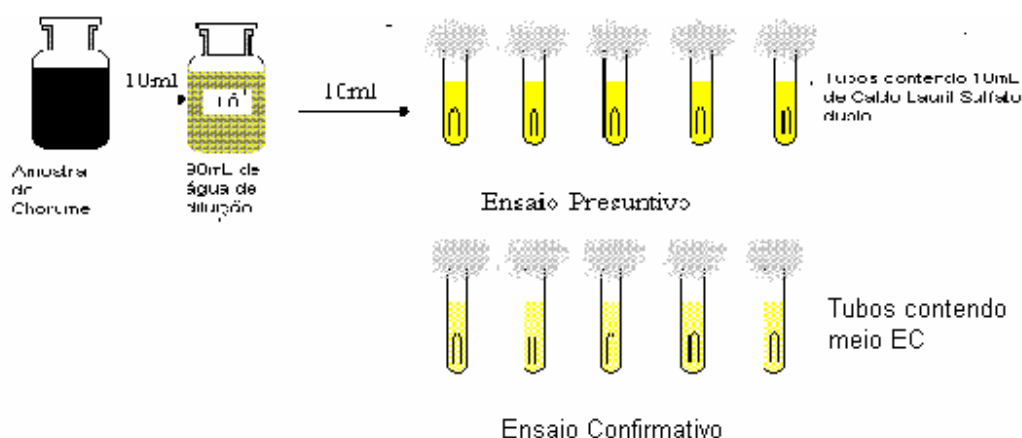


Figura 3.4: Esquema da Quantificação de Coliformes

### 3.7. Testes de Fitotoxicidade

O ensaio de fitotoxicidade foi realizado utilizando-se sementes de repolho (*Brassica oleraceae*) segundo metodologia de Tiquia *et al* (1996), o qual recomenda desinfecção das sementes antes da inoculação. Este processo ocorre em 3 etapas: 1- lavagem com água estéril; 2- lavagem com hipoclorito de sódio a 1%; 3- lavagem com água estéril.

Após a desinfecção as sementes (10) foram colocadas sobre placas de Petri, forradas com papel de filtro duplo, as quais receberam 10mL de cada diluição e as placas controle com 10mL de água estéril (Figura 3.5). Em seguida as placas foram incubadas a 22°C no escuro durante cinco dias.



Figura 3.5: Placa controle do Teste de Fitotoxicidade

Neste ensaio foram observados a quantidade de sementes germinadas e o comprimento da raiz. Em seguida foram calculados: a porcentagem relativa de germinação, a porcentagem relativa de crescimento da raiz e o índice de germinação, verificando-se assim o grau de toxicidade do choro (Equações 3.1, 3.2 e 3.3).

$$\%G = \frac{\text{Média de Sementes Teste Germinadas}}{\text{Média de Sementes Germinadas no Controle}} \times 100 \quad (\text{Eq. 3.1})$$

$$\%CR = \frac{\text{Média do Crescimento da Raiz das Sementes Teste}}{\text{Média de Crescimento da Raiz do Controle}} \times 100 \quad (\text{Eq. 3.2})$$

$$IG = \frac{[(\% \text{ Germinação da Semente}) \times (\% \text{ Crescimento da Raiz})]}{100\%} \quad (\text{Eq. 3.3})$$



### 3.8. Detecção de Amônia, Nitrito e Nitrato

Além dos testes acima descritos, também foram realizados ensaios qualitativos das amostras de chorume e dos cultivos para determinação da presença de amônia, nitrito e nitrato, segundo Gerhardt, *et al.*, (1994).

- ❖ Para detecção de amônia foi adicionado aproximadamente 3 gotas do Reagente de *Nessler* e os resultados foram avaliados de acordo com a mudança da coloração. Amarelo (cor do meio) negativo; alaranjado positivo.
  
- ❖ Para a detectar a presença de nitrito e nitrato foram utilizadas duas soluções (subitem 3.4.2.4.). Para cada 1 mL (amostra e cultivos) foram adicionados 0,5 mL de cada solução (A e B) e observada a alteração da cor de amarelo para rosa indicando a presença de nitrito. Quando este resultado mostrou ser negativo foi adicionado zinco em pó que promove o aparecimento da cor rosa indicativo da redução do nitrato a nitrito.

### 3.9. Análise dos Parâmetros Físico-Químicos

Estas análises foram realizadas pelo Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) do Departamento de Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da UFPE. As análises físico-químicas foram realizadas segundo *Standard Methods for Examination of Water and Waste Water*, 1995.

## CAPÍTULO 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Bactérias Desnitrificantes e Nitrificantes

Foram realizadas a quantificação das Bactérias Desnitrificantes, Nitrificantes, do Grupo Coliforme, Fitotoxicidade e parâmetros Físico-Químicos para avaliar o comportamento ou evolução do tratamento do chorume na Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca, a fim de verificar a efetividade do tratamento biológico. O tratamento do chorume representa um grande desafio para os ambientalistas, tendo em vista a grande heterogeneidade dos resíduos degradados, além da idade ou seja tempo de deposição nos aterros.

Os resultados apresentados na Figura 4.1 mostram a quantificação de bactérias desnitrificantes no chorume na entrada e na saída da Estação. As análises destes

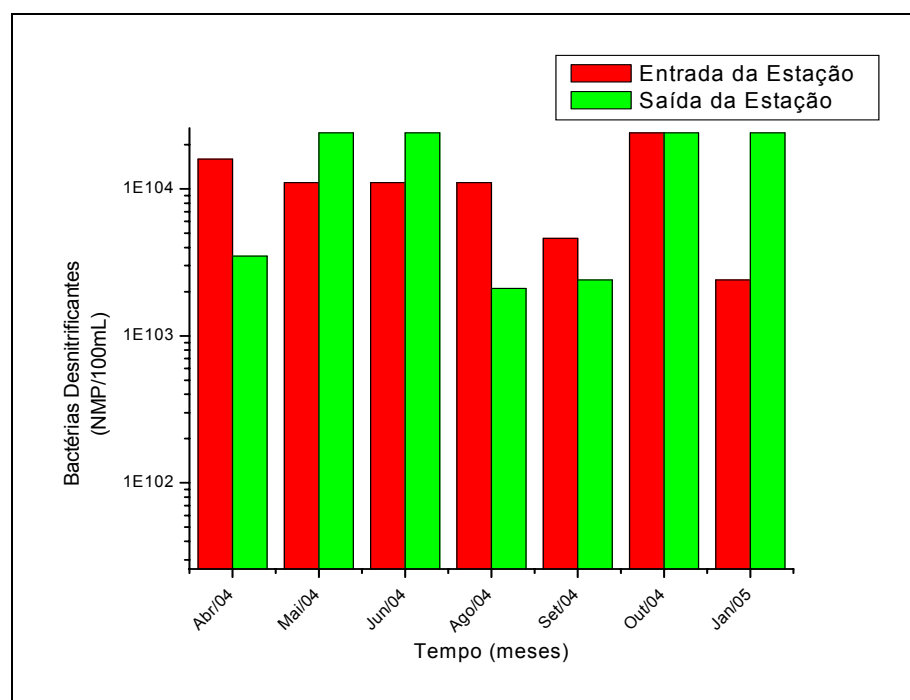


Figura 4.1: Quantificação de Bactérias Desnitrificantes do Chorume na Entrada e na Saída da Estação de abril/2004 a janeiro/2005.

resultados mostram que durante o período chuvoso (abril a julho de 2004) o NMP/100mL de bactérias desnitrificantes ficou estável com valores entre  $1,0 \times 10^4$  a  $1,5 \times 10^4$  na entrada da Estação, enquanto neste mesmo período foi observado maior quantificação destas bactérias ( $\geq 2,4 \times 10^4$  NMP/100mL) na saída da Estação após a passagem pelas lagoas de tratamento. A menor quantificação de bactérias desnitrificantes na entrada da Estação possivelmente está relacionada com a diluição do chorume no período chuvoso. Neste período (abril a julho de 2004) foi registrado na Região da Muribeca alto índice pluviométrico, apresentando valores que oscilaram entre 225 a 373 mm<sup>3</sup> mensais de chuva acumulada, enquanto os menores índices de precipitação ocorreram nos meses de outubro/2004 a janeiro/2005, com valores oscilando entre 46 a 14,4 mm<sup>3</sup> (Figura 4.2).

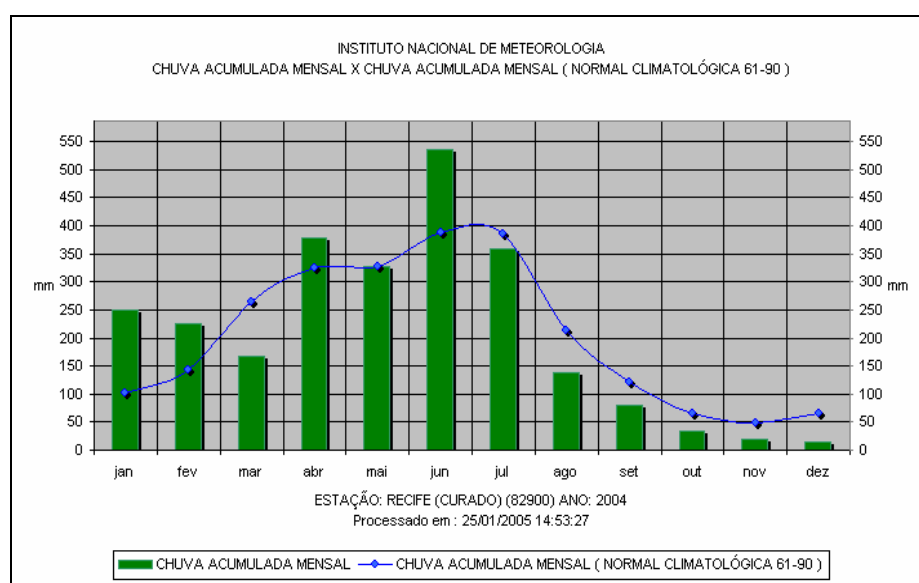


Figura 4.2: Precipitação Pluviométrica Mensal

O chorume diluído apresenta menores teores de substâncias tóxicas e assim, a atividade das bactérias desnitrificantes será maior na saída da Estação, como foi observado para este período chuvoso. Nos meses de agosto e setembro de 2004 tanto

na entrada como na saída da Estação, a quantificação destas bactérias foi baixa, principalmente na lagoa da saída da Estação que foi de  $2,1 \times 10^3$  e  $\geq 2,4 \times 10^4$  NMP/100mL, nos respectivos meses. Esta menor atividade bacteriana talvez possa ser explicada pelo início do verão e menor fluxo de entrada do chorume.

Em outubro/2004 e janeiro/2005, foi observado uma alta quantificação ( $\geq 2,4 \times 10^4$  NMP/100mL) de bactérias desnitrificantes tanto na entrada como na saída da Estação de Tratamento, que correspondem ao período mais seco da região. Embora tenha ocorrido maior concentração de substâncias tóxicas, foi observado um maior crescimento destas bactérias neste período (Figura 4.1).

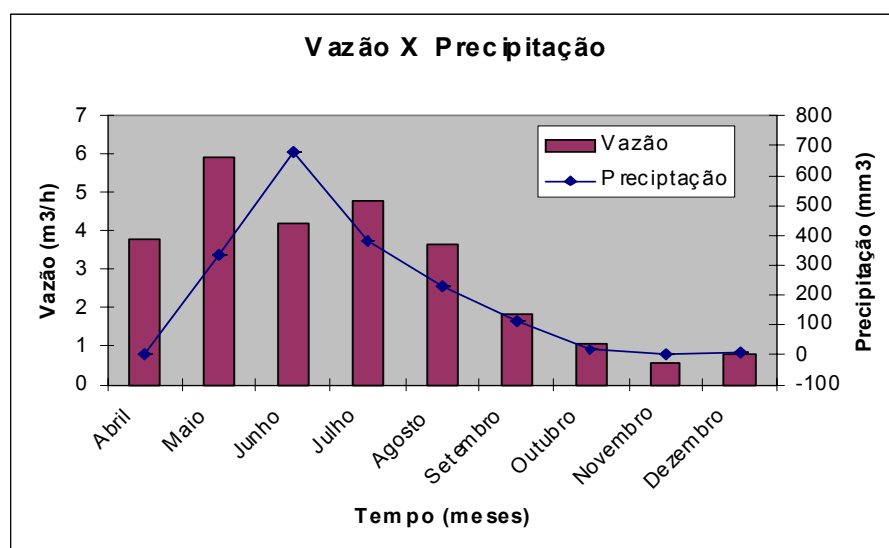


Figura 4.3: Vazão do Chorume X Precipitação Pluviométrica do ano de 2004.

A Figura 4.3, mostra a proporcionalidade da vazão do chorume com a precipitação, onde se observa que a partir de agosto/2004 esta vazão diminuiu progressivamente até dezembro. Neste período foi registrado os menores índices pluviométricos, respectivamente 1 e 5 mm<sup>3</sup> nos meses de novembro e dezembro de 2004.

O pH durante o período de estudo variou de 7,6 a 8,5, como pode ser observado na Figura 4.4. Onde foi registrado o pH mais baixo no período chuvoso (abril a julho de

2004), e o mais alto no verão (setembro/2004 a janeiro/2005). Segundo Cossu *et al.*, (2001), o pH ideal para desnitrificação varia de 6,5 a 9,5, enquanto para nitrificação o pH ideal é 6,6.

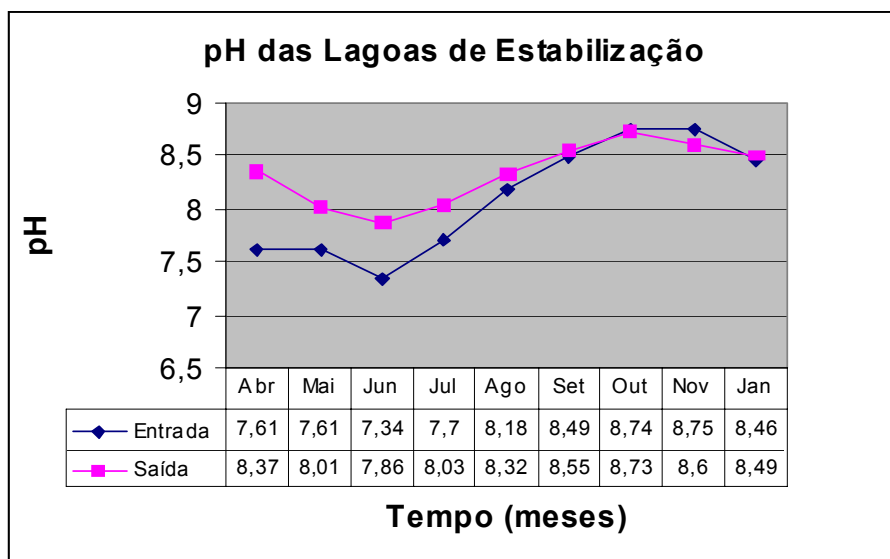


Figura 4.4: Variação de pH da entrada e da saída da Estação de Tratamento de Chorume nos meses de abril/2004 a janeiro/2005.

Em relação às bactérias nitrificantes (Figura 4.5), foi observada uma baixa quantificação em todos os meses analisados, não havendo correlação com a quantificação de desnitrificantes, ocorrendo apenas um pequeno aumento no mês de janeiro/2005 ( $2,3 \times 10^2$  NMP/100mL).

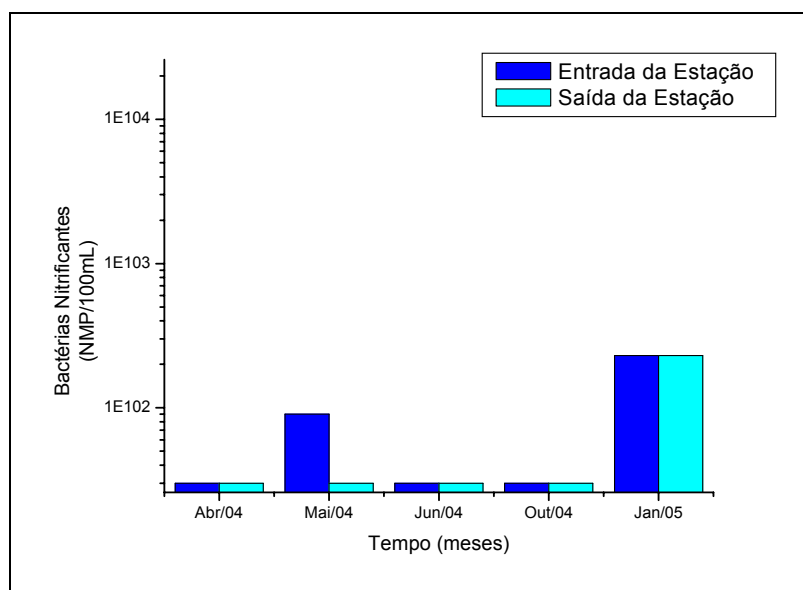


Figura 4.5: Quantificação de Bactérias Nitrificantes do Chorume na Entrada e na Saída da Estação de abril/2004 a janeiro/2005.

Possivelmente esta baixa atividade nitrificante esteja relacionada com o pH, pois segundo Cossu *et al.*, (2001), o pH ideal para a nitrificação é de 6,6 e nas condições estudadas da ETC o menor pH foi de 7,6, indicando que o pH é um fator limitante para a remoção de nutrientes. De Boer & Kowalchuk, (2001), enfatizaram que tanto as bactérias autotróficas como as heterotróficas nitrificantes apresentam sensibilidade ao pH. Os testes qualitativos para determinação de amônia no chorume foram realizados em todas as amostras e os resultados mostraram coloração alaranjada intensa (Figura 4.6) indicativo de elevada presença de amônia, sendo isto um fator inibitório das bactérias nitrificantes, como relata Yang *et al.*, (2004).



Figura 4.6: Resultado Presença de Amônia nas Amostras.

Quanto à análise qualitativa da presença de nitrito e nitrato realizada também, com as amostras do chorume e dos cultivos não foi detectada a presença destes compostos, possivelmente porque estavam em baixas concentrações ou ausentes nas amostras.

Outro fato que poderá melhorar o entendimento desta baixa quantificação de bactérias nitrificantes é a alcalinidade que foi determinada na entrada e na saída da Estação. A alcalinidade decorre da presença de hidróxidos e carbonatos, quando o pH é maior que 9,4, entretanto se este pH baixa para valores próximos de 8,0 é resultado da presença de carbonatos e bicarbonatos (MONTEIRO, 2003). A Figura 4.7, mostra a predominância de bicarbonatos no chorume tanto na entrada como na saída da ETC, atingindo valores de 5000 a 17000mg/L de carbonatos e bicarbonatos na entrada, e de 1000 a 24000mg/L na saída. Ho Hwang (2000), relata que no tratamento biológico de águas residuárias, alta proporção de  $\text{NH}_4$ /alcalinidade é um fator que promove a

inibição de *Nitrobacter*, confirmando assim a baixa quantificação de bactérias nitrificantes neste estudo.

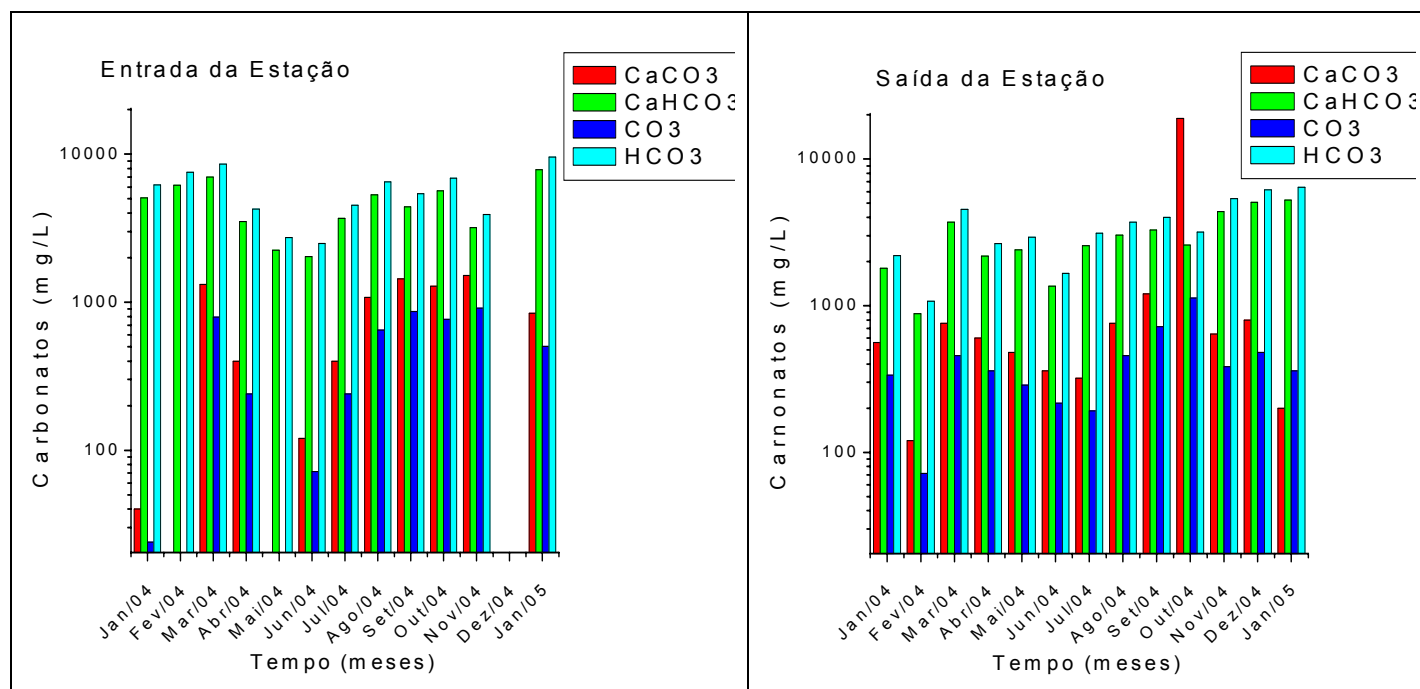


Figura 4.7: Concentrações de Carbonatos e Bicarbonatos do Chorume na Entrada e na Saída da Estação.

#### 4.2. Coliformes Totais e Termotolerantes

A análise das Figuras 4.8 e 4.9 para as bactérias do grupo Coliforme (Totais e Termotolerantes), mostra que no período de inverno (abril a junho de 2004), na entrada da Estação o NMP/100mL foi alto, em torno de  $10^8$ , enquanto na saída esta quantificação ficou em torno de  $10^4$  e  $10^5$ . Já no período de verão (agosto/2004 a janeiro/2005), foi observado um comportamento semelhante, onde na entrada da Estação o NMP/100mL variou de  $10^5$  a  $10^6$ , enquanto na saída estes valores ficaram compreendidos entre  $10^3$  e  $10^5$ .



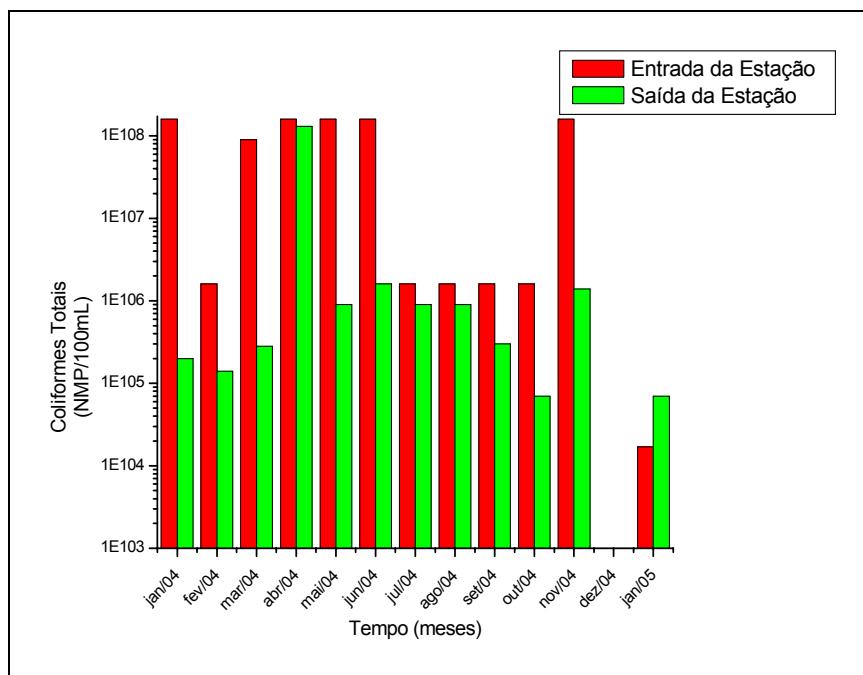


Figura.4.8: Quantificação de Coliformes Totais na Entrada e Saída da Estação de Tratamento de Chorume

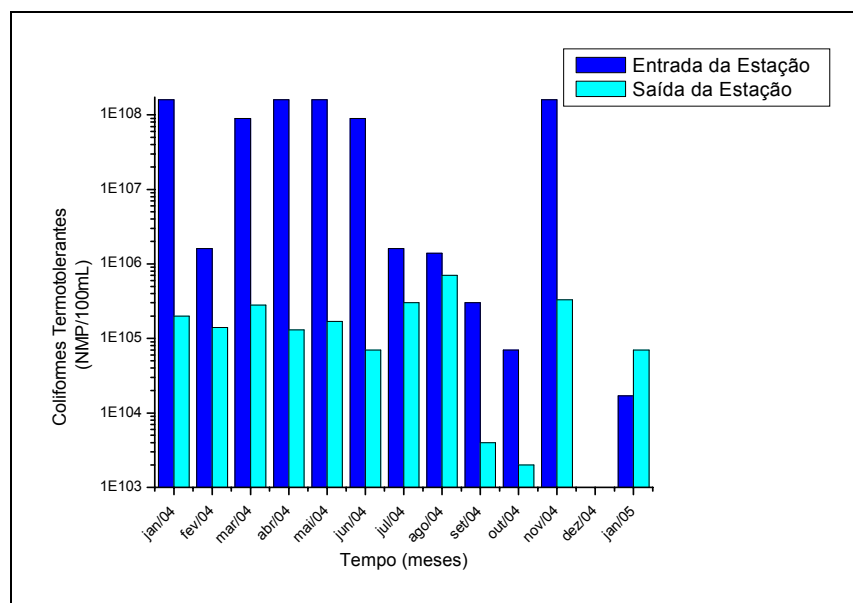


Figura 4.9: Quantificação de Coliformes Termotolerantes na Entrada e Saída da Estação de Tratamento de Chorume.

Os resultados mostram que o tratamento biológico das lagoas foi eficiente para a diminuição ou eliminação de Coliformes de águas residuárias, como pode ser observado na Figura 4.10, onde na saída da Estação o NMP/100mL é sempre inferior ao da entrada. Apenas no mês de abril/2004 o NMP/100mL de Coliformes Totais aumentou tanto na entrada ( $1,6 \times 10^8$ ) como na saída ( $1,3 \times 10^8$ ).

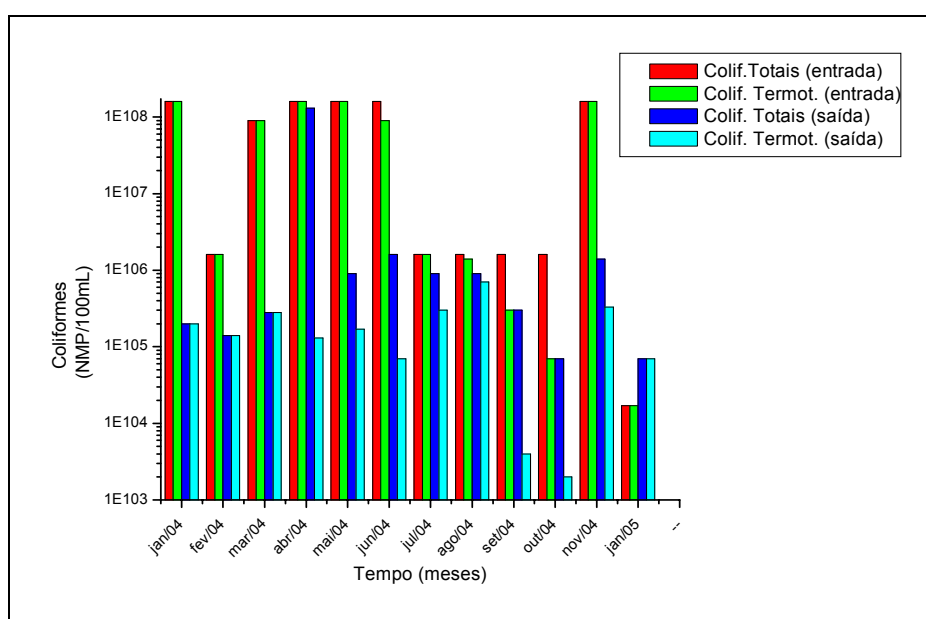


Figura 4.10: Comparação da Quantificação de Coliformes Totais e Termotolerantes na Entrada e Saída da Estação

A análise dos resultados dos grupos de Coliformes Totais e Termotolerantes na entrada e saída da Estação, mostrou a uniformidade de comportamento em relação aos meses estudados. Vale ressaltar que os padrões de lançamento de Coliformes Termotolerantes, de acordo com a Legislação Estadual Lei nº 8361 de 26 de Setembro de 1980, regulamentada pelo Decreto nº 7.269 de 05 de junho de 1981, estão abaixo do máximo permitido como pode ser observado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Número máximo de bactéria do grupo Coliforme Termotolerantes permitido para lançamento – Legislação Estadual Lei nº 8361.

<b>Classe do rio - Resolução CONAMA Nº 20</b>	<b>Classificação Estadual</b>	<b>Número máximo de Coliforme Termotolerantes permitido para descarga no corpo receptor, NMP/100ml</b>
Classe Especial	1	- 0 -
Classe 1	2	$1 \times 10^4$
Classe 2	3	$1 \times 10^5$
Classe 3	4	$1 \times 10^6$
Classe 4	-	Não definido
Classe 5	-	$1 \times 10^4$
Classe 6	-	$1 \times 10^5$
Classe 7	-	$1 \times 10^4$
Classe 8	-	$1 \times 10^5$

#### 4.3. Teste de Fitotoxicidade

O ensaio de fitotoxicidade com sementes de repolho (*Brassica oleraceae*) foi realizado para analisar a fitotoxicidade do chorume na entrada e na saída da Estação de Tratamento de Chorume (ETC).

Os resultados apresentados na Figura 4.11 mostram que de maio a julho (período chuvoso) o percentual de germinação variou de 90% a 110% com o chorume diluído (1:10), enquanto nos meses subseqüentes, de agosto a dezembro (período de verão) somente a partir da diluição 1:100 é que foi observada germinação, variando de

40 a 85%, indicando alta toxicidade deste lixiviado durante o verão e, inverno na entrada da Estação de Tratamento.

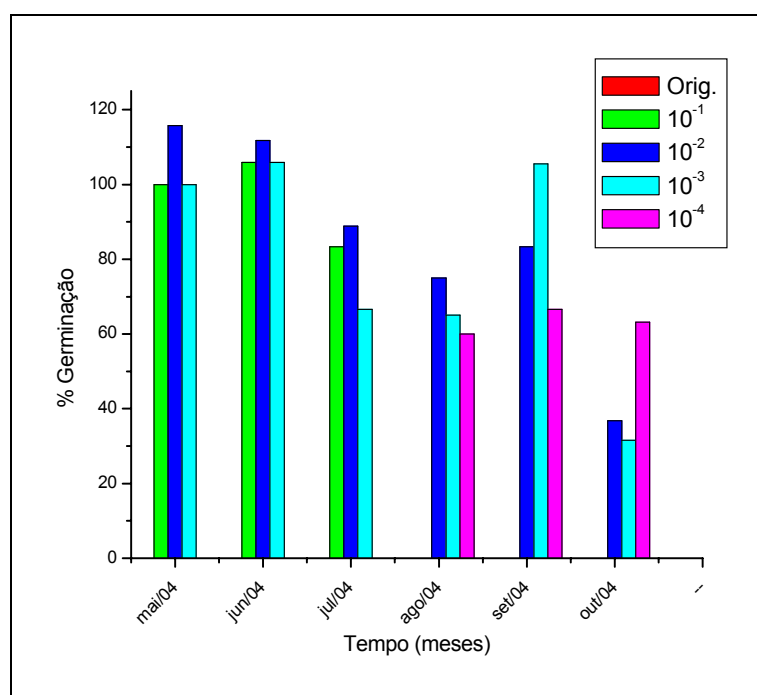


Figura 4.11: % Germinação do Repolho em Diferentes Diluições na Entrada da Estação

O percentual de germinação das sementes na saída da Estação, após o tratamento bioquímico pode ser observado na Figura 4.12 onde se observa pequena diferença no percentual de germinação para os meses de maio a julho de 2004 (90-120%) e nos meses de agosto a outubro uma variação de 80-95%. Vale salientar que no mês de junho, com alto índice pluviométrico (530mm<sup>3</sup>) foi observado 20% de germinação das sementes com o chorume sem diluição, indicando que o tratamento biológico da ETC está diminuindo a toxicidade do chorume. Comportamento similar foi observado para a porcentagem de crescimento da raiz e conseqüentemente para o índice de germinação.

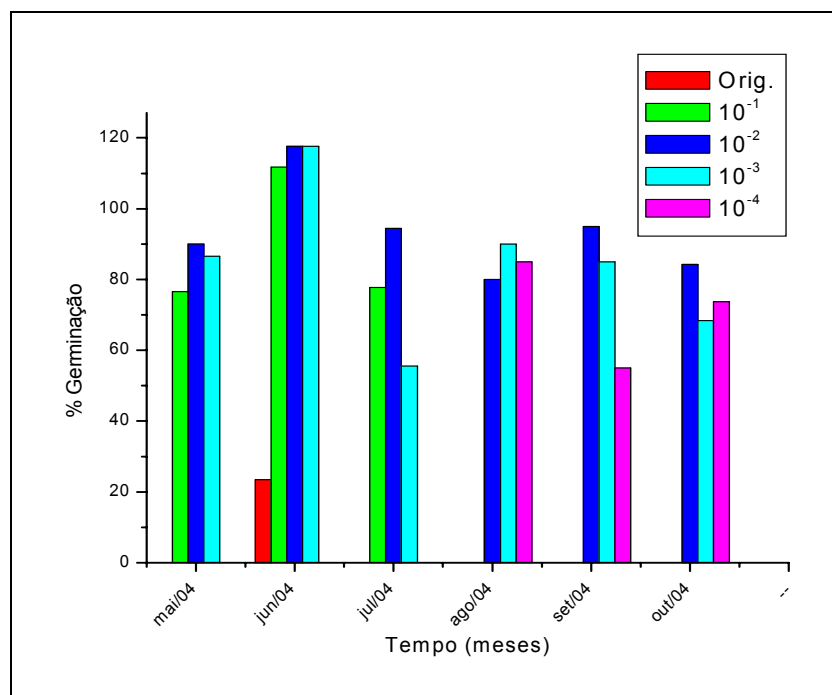


Figura 4.12 : % Germinação do Repolho em Diferentes Diluições na Saída da Estação

O percentual de crescimento da raiz variou de 60% a 95% (maio a julho) e nos meses subseqüente (agosto a dezembro de 2004) só a partir da diluição de 1:100 do chorume (saída da Estação) é que foi observado crescimento da raiz, em torno de 30-90% para o período chuvoso e 45-50% para o período de verão, mostrando que o crescimento da raiz é mais sensível que a germinação da semente (Figuras 4.13 e 4.14).

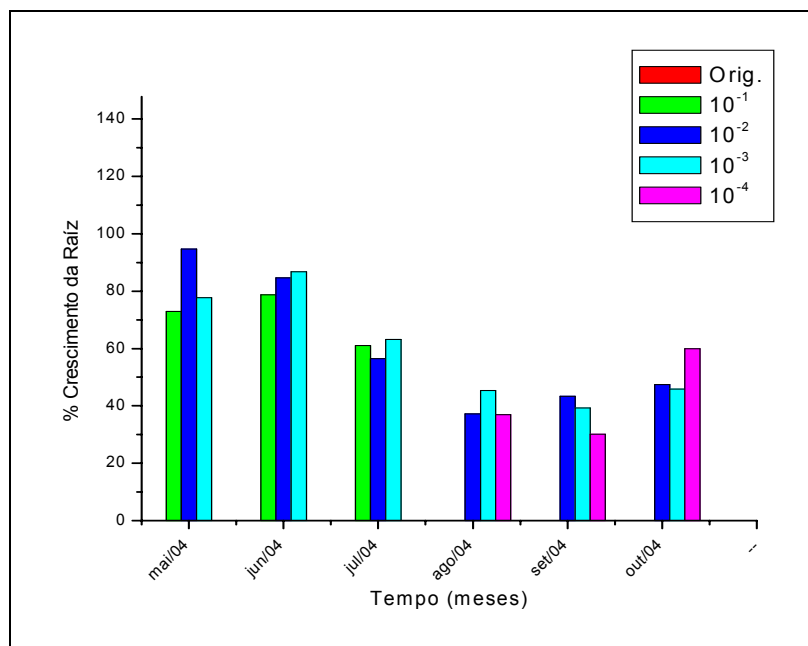


Figura 4.13: % Crescimento da Raiz do Repolho em Diferentes Diluições do Chorume da Entrada da Estação

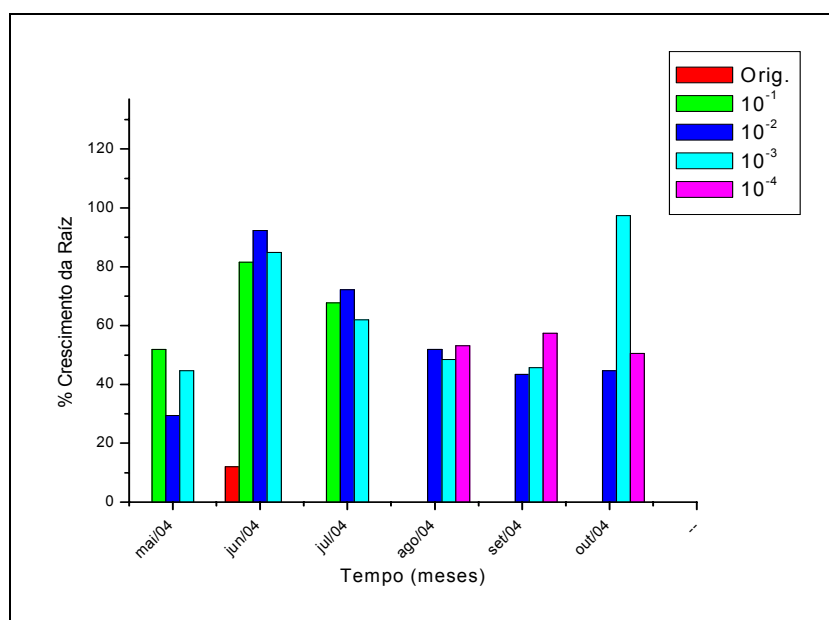


Figura 4.14: % Crescimento da Raiz do Repolho em Diferentes Diluições do Chorume da Saída da Estação

Resultado similar foi observado por Tiquia *et al.*, (1994), com sementes de repolho e espinafre no teste de fitotoxicidade utilizando compostagem, onde eles evidenciaram que o comprimento da raiz é mais sensível que a germinação das sementes.

Segundo Melo (2003), este fato decorre de a germinação representar um fenômeno físico dependente de água. A reidratação dos tecidos, a intensificação da respiração e de todas as atividades metabólicas ocorre devido à absorção de água. O que favorece o fornecimento de energia e nutrientes necessários para o desenvolvimento da semente.

Quanto ao Índice de Germinação (IG) foi observado também, que no período chuvoso o IG é maior que no período de verão (Figuras 4.15 e 4.16), indicando a diminuição da fitotoxicidade do chorume.

Comparando o índice de germinação da entrada e da saída da Estação, foi observado um pequeno aumento nos valores para a saída da Estação. Isso também foi refletido no NMP do grupo dos Coliformes, uma vez que a quantificação de Coliformes foi inferior à obtida na entrada da Estação. Sendo a saída da Estação um ambiente menos tóxico que permite um melhor desenvolvimento da flora microbiana, assim como o crescimento e a germinação das sementes (MONTEIRO, 2003).

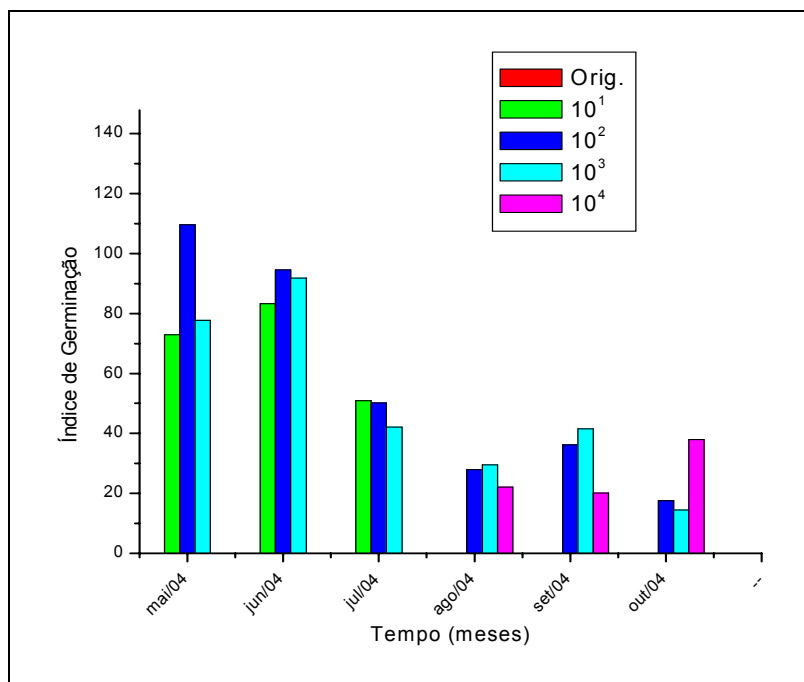


Figura 4.15: Índice de Germinação do Repolho no Chorume em Diferentes Diluições da Entrada da Estação.

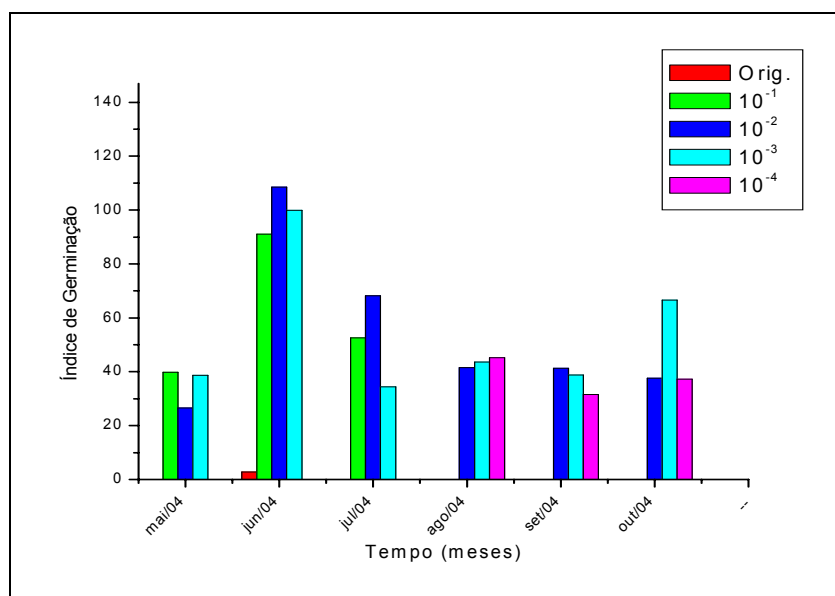


Figura 4.16: Índice de Germinação do Repolho no Chorume em Diferentes Diluições da Saída da Estação.



A alta toxicidade do chorume fica evidente quando em amostras do chorume não diluído não foi observada germinação das sementes. Esses resultados encontram apoio no trabalho de Levy & Taylor (2003), os quais observaram que o resíduo sólido urbano (RSU) não diluído, promoveu severa inibição da germinação de sementes de tomate (*Lycopersicon esculentum* L.), agrião (*Lepidium sativum* L.) e rabanete (*Raphanus sativus* L.).

Segundo Melo (2003) e Monteiro (2003), através de ensaios de fitotoxicidade utilizando o chorume e os resíduos de células específicas, uma mais antiga e outra ainda imatura (Células 1 e 4) do Aterro da Muribeca, foi verificado que: o índice de germinação era proporcional à profundidade e que o chorume é mais tóxico que os resíduos, comprovando que o chorume é um carreador de substâncias tóxicas. Os ensaios de fitotoxicidade permitiram observar que a Célula 4, sendo constituída por resíduos de idade em torno de 5 anos, apresentou níveis de toxicidade superiores aos da Célula 1, talvez pela presença acentuada de amônia. Entretanto, menor quantidade de metais, possivelmente por contribuição do alto pH ou não completa dissolução para forma iônica.

Clément & Merlin (1995), enfatizaram também que o chorume de aterros sanitários e industriais apresentam alta concentração de amônia e elevada alcalinidade com ocorrência de pH acima de 8,0. Neste trabalho (Figura 4.5) foi observado que o pH varia de 7,5 a 8,5, sendo este um dos fatores que contribuiu para a não germinação das sementes de repolho. Levy & Taylor (2003), enfatizaram que a fitotoxicidade é muito sensível ao pH e, que o pH ideal está entre 5 e 6. Tam & Tiquia (1994), relataram também que os maiores inibidores do crescimento da raiz são os metais pesados, entre eles o zinco e o cromo, sendo confirmado por Wong *et al.*, (2001). Os altos valores de pH contribuem para uma menor toxicidade dos metais, pois em altos pHs os metais tendem a se precipitar. As sementes de repolho são mais sensíveis à toxicidade de metais por isso foi recomendada como espécie teste para avaliação da toxicidade dos metais pesados (MONTEIRO, 2003). As análises dos metais pesados do chorume (Tabelas 4.2 e 4.3) mostra que apenas o ferro está em alta concentração.

Tabela 4.2: Concentrações de Metais Presentes na Entrada da Estação

	<i>Ferro</i>	<i>Cobre</i>	<i>Zinco</i>	<i>Cádmio</i>	<i>Cobalto</i>	<i>Manganês</i>	<i>Cromo</i>	<i>Chumbo</i>	<i>Níquel</i>
Jan/04	56,05	--	--	--	--	--	--	--	--
Fev/04	67,39	0,49	0,89	0,12	0,36	2,52	0,62	0,92	0,47
Mar/04	41,6	0,31	0,88	0,17	0,34	0,99	0,37	0,83	0,46
Abr/04	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Mai/04	17,5	0,24	0,24	0,05	0,05	0,42	0,16	0,34	0,17
Jun/04	12,36	0,25	0,14	0,04	0,04	0,34	0,27	0,24	0,04
Jul/04	13,62	0,64	0,25	0	0,14	0,4	0,07	0,66	0,05
Ago/04	28,35	0,59	13,19	0,07	0,05	1,57	1,77	1,25	0,2
Set/04	5,34	0,17	0,19	0	0,11	0,2	0,08	0,23	0,19
Out/04	19,55	0,55	0	0,11	0,29	0,87	0,25	0,45	0,44
Nov/04	19,4	1,27	0,57	0,06	0,25	1,13	0,62	0,36	0,25
Dez/04	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Jan/05	11,73	0,22	0,35	0,15	0	0,6	0,13	0,87	0,34

Tabela 4.3: Concentrações de Metais Presentes na Saída da Estação

	<i>Ferro</i>	<i>Cobre</i>	<i>Zinco</i>	<i>Cádmio</i>	<i>Cobalto</i>	<i>Manganês</i>	<i>Cromo</i>	<i>Chumbo</i>	<i>Níquel</i>
Jan/04	5,03	0,31	0,11	0,05	0,03	0,49	0	0	0,21
Fev/04	49,54	0,88	0,57	0	0,22	1,05	0,6	0,42	0,13
Mar/04	35,7	0,08	0,24	0	0,13	0,35	2,5	0,22	0,26
Abr/04	27,11	0,25	0,41	0	0,13	0,83	0,36	0,69	0,26
Mai/04	15,21	0,17	0,35	0,05	0,11	0,37	0	0,53	0,52
Jun/04	0,88	1,58	0,06	0,04	0,09	0,03	0,05	0	0
Jul/04	12,47	0,73	0,25	0,03	0,25	0,62	0,17	0	0,13
Ago/04	42,61	0,98	5,39	0	0,28	1,17	0,36	0,52	0,48
Set/04	4,32	0,11	0,91	0	0,11	0,26	0,08	0	0,23
Out/04	10,84	0,11	12,04	0,06	0,12	0,82	0,4	0,41	0,12
Nov/04	16,57	0,26	0,58	0,07	0,2	0,61	0,27	0,86	0,56
Dez/04	19,45	0	14,67	0,14	0,15	0,92	0,43	0,94	0
Jan/05	42,33	0,07	0,59	0,11	0,11	0,97	1,38	1,19	0,26

Outros possíveis compostos inibidores da germinação e crescimento de sementes são os ácidos acéticos, propiônico, butírico e isobutírico (TIQUIA & TAM, 1998).

Além da alta condutividade elétrica, ácidos orgânicos de baixo peso molecular e outros metabólicos orgânicos fitotóxicos que reduziram o crescimento das plantas. Os maiores inibidores do crescimento da raiz são o Zn e o Cr (WONG *et al.*, 2001).

## **CAPÍTULO 5. CONCLUSÕES**

- ✓ As análises microbiológicas do chorume mostraram elevada quantificação de bactérias desnitrificantes e baixa concentração de nitrificantes na entrada e na saída da estação de tratamento do Aterro da Muribeca;
- ✓ As bactérias nitrificantes foram inibidas pelo alto pH, elevada alcalinidade e presença de amônia;
- ✓ O tratamento biológico do chorume, através de lagoas de estabilização está sendo eficiente para remoção de bactérias do grupo Coliforme;
- ✓ No ensaio de fitotoxicidade com o chorume (não diluído) não foi observada germinação das sementes de repolho (*Brassica oleraceae*), indicando presença de alta toxicidade;
- ✓ No ensaio de fitotoxicidade a germinação das sementes só ocorreu após a diluição do chorume, com a diminuição das substâncias tóxicas;
- ✓ No período chuvoso foi observado maior índice de germinação, enquanto no verão este índice foi menor, indicando a fitotoxicidade do chorume pela presença de compostos inibidores.

## **CAPÍTULO 6. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS**

1. Fazer análises com maior frequência e regularmente do chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca;
2. Aumentar o tempo de incubação das bactérias Desnitrificantes e Nitrificantes, assim como analisá-las utilizando técnicas moleculares;
3. Testar outras espécies de sementes;
4. Analisar fisiologicamente as sementes testadas, a fim de se verificar a sua composição;
5. Analisar o chorume da Estação segundo outros grupos de bactérias, como bactérias redutoras de sulfato;
6. Comparar o chorume da Entrada e da saída da Estação levando em consideração o tempo de retenção e o processo bioquímico;
7. Testar molecularmente as amostras do chorume, para melhor caracterização microbiológica;

## **CAPÍTULO 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AAKRA, Ā.; UTĀKER, J. B.; NES, I. F.; BAKKEN, L. R. Na Evaluated Improvement of the Extinction Dilution Method for Isolation of Ammonia-Oxidizing Bacteria. **Journal of Microbiological Methods**, 39, 23-31, 1999.

ALEXIOU, G.; MARA, D. Anaerobic waste Stabilization Ponds: a Low-cost Contribution to a Sustainable Wastewater Reuse Cycle. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, 109, n. 1-3, p. 241-252, 2003.

AMAHMID, O.; ASMAMA, S.; BOUHOUM, K. Urban Wastewater Treatment in Stabilization Ponds: Occurrence and Removal of Pathogens. **Urban Water**, 4, p. 255-262, 2002.

ARAÚJO, J.M.; LIMA, M.A.G.; JUCÁ, J.F.T.; MONTEIRO, V.E.D. & UCHÔA, C. Tecnologia e Monitoramento Ambiental. In Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos. In: IV SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS – ABES, 2000, Recife. p.398-401.

ARVIN, E.; DYREBORG, S.; MENCK, C.; OLSEN, J. A Mini-Nitrification Test for Toxicity Screening, Minntox. **Water Resourche**, v. 28, n. 9, p. 2029-2031, 1994.

BARLAZ, M.A. Microbiology of Solid Waste Landfills. In: PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. **Microbiology of Solid Waste**. Nova York: CRC Press, p. 32-66, 1996.

BARLAZ, M.A. Microbial Studies of Landfills and Anaerobic Refuse Decomposition. In: HURST, C.J.; KNUDSEN, G.R.; McINERNEY, M.J.; STETZENBACH, L.D.; WALTER, M.V. **Manual of Environmental Microbiology**. Washington: ASM Press, p. 541-557, 1996.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; ANDRADE NETO, C. O.; SPERLING, M. von; Utilização de Esgotos Tratados em Irrigação – Aspectos Sanitários. In: BASTOS, R. K. X. **Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura**. Rio de Janeiro: Prosab 3, cap. 2, 2003.

BEDELL, J. P.; BRIANT A.; DELOLME, C.; PERRODIN Y. Evaluation of the Phytotoxicity of Contaminated Sediments Deposited “On Soil”. I. Impact Of Water Draining From The Deposit on the Germination of Neighbouring Plants. **Chemosphere**, n50, p.393–402, 2003.

BESCHKOV, V.; VELIZAROV, S.; AGATHOS, S. N. ; LUKOVA, V. Bacterial Denitrification of Waste Stimulated by Constant Electric Field. **Biochemical Engineering Journal**, Trabalho aceito em maio de 2003.

BOLLMANN, A. & LAANBROEK, H. J. Continuous Culture Enrichments of Ammonia – Oxidizing bacteria at Low Ammonia Concentrations. **FEMS Microbiology Ecology**, 37, p. 211-221, 2001.

BORSOI, Z.; CAMISÃO, M. L.; LANARI, N.; TORRES, S.; GOMES, S. M.; Tratamento de Águas de Esgoto: Tecnologias acessíveis. **Informe infra-estrutura – Áreas de Projetos de infra – estrutura, 2002**.

BRAGA, B.; IVANILDO, H.; JOÃO, G. L. C.; MÁRIO, T. L. B.; MILTON, S.; MONICA, P.; NELSON, N. ;NEUSA, J. ; SÉRGIO, E.; **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BURREL, P. C.; PHLEN, C. M.; HOVANEC, T. A. Identification of Bacteria Responsible for Ammonia Oxidation in Freshwater Aquaria. **Applied and Environmental Microbiology**, v.67, n.12, 2001.

CAICEDO, J.R.; ESPINOSA, C.; ANDRADE, M.;GIJZEN, H. Effect Anaerobic Pretreatment on Environmental and Physicochemical Characteristic of Duckweed Based Stabilization Ponds. **Water Science and Technology**, 45, n. 1, p.83-89, 2002.

CAMPOS, C.; GUERRERO, A.; CÁRDENAS, M. Removal of Bacterial and Viral Feecal Indicator Organisms in a Waste Stabilization Ponds system in Choconta, Cundinamarca (Colombia). **Water Science and Technology**, 45, n. 1, p.61-66, 2002.

CAPONE, D.C. Microbial Nitrogen Cycling. In: HURST, C.J.; KNUDSEN, G.R.; McINERNEY, M.J.; STETZENBACH, L.D.; WALTER, M.V. **Manual of Environmental Microbiology**. Washington: ASM Press, p.334-342, 1996.

CARLEY, B. N. & MAVINIC, D. C. the Effects of External Carbon Loading on Nitrification and Denitrification of a High-Ammonia Landfill Leachate. *Journal of the Water Pollution Control Federation*,v.63, n.1, p. 51-59, 1991.

CASTILHOS Jr. A. B.; MEDEIROS, P. A. FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS, A. B. J. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Florianópolis: Prosab 3, , cap. 2, 2003.

CHAN, G.Y.S.; CHU, L.M.; 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.

CLABAUGH, M.M. **Nitrification of Landfill Leachate by Biofilm Columns**. Blacksburg, Virginia, 51 p., 2001.



CLÉMENT, B. & MERLIN, G. The Contribution of Ammonia and Alkalinity to Landfill Leachate Toxicity to Duckweed. **The Science of the Total Environment**, 170, 71-79, 1995.

CONNOLLY, R.; ZHAO, Y.; SUN, G.; ALLEN, S. Removal of Ammoniacal-nitrogen from an Artificial Landfill Leachate in Downflow Reed Beds. **Process Biochemistry**, 39, 1971-1976, 2004.

CONSONI, A.J.; PERES, C.S.; CASTRO, A.P. Origem e Composição do Lixo. In: JARDIM, N.S. & WELLS, C. (Eds.). **Lixo Municipal - Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo: Páginas & Letras, cap. 2, p. 23-34, 1996.

COSSU, R.; HAARSTAD, K.; LAVAGNOLO, M.C.; LITTARRU, P. Removal of Municipal Solid Waste COD and NH<sub>4</sub>-N by phyto-reduction: A laboratory-scale Comparison of Terrestrial and aquatic species at Different Organic Loads. **Ecological Engineering**, 16, p. 459-470, 2001.

COSTA, L. J. P., **Análise Bacteriológica de Água**. João Pessoa , Ed. Universitária/UFPb, p.464, 1979.

DE BOER, W. & KOWALCHUK. Nitrification in acid soils: microorganisms and mechanisms. **Soil Biology & Biochemistry**, 33, 853-866, 2001.

DIAMADOPOULOS, E. Characterization and Treatment of Recirculation-stabilized Leachate. **Water Research**, 28, n. 12, p. 2439-2445, 1994.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Fitorremediação. In: III FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, Rio Claro, São Paulo, 2003.

DONNELLY, F.A. & SCARPINO, P.V. **Isolation, Characterization and Identification of Microorganisms from Laboratory and Full Scale Landfills**, EPA, Cincinnati, 1983.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal Variation of Leachate Quality From Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High Organic And Moisture Content. **Waste Management**, 22, 269–282, 2002.

EPA. **Characterization of Municipal Solid Waste in the United States: 1999 Update**. 1999.

ERSES, A.S. & ONAY, T.T. In Situ Metal Attenuation in Landfills Under Methanogenic Conditions. **Journal of Hazardous Materials**. B99, p. 159-175, 2003.

FERREIRA, J.A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T.C.A.A.; CAPOS, J.C.; LIMA, P.Z.N. Uma Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro. In: 21° CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001.

FRASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; TEDIOLI, G.; NOSENTINI, M. Long-Term Characterization, Lagoon Treatment and Migration Potencial of Landfill Leachate: a Case in a Active Italian Landfill. **Chemosphere** 54, 335-343, 2004.

GERBA, C.P. Microbial Pathogens in Municipal Solid Waste. In: PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. **Microbiology of Solid Waste**. Nova York: CRC Press, p. 156-171, 1996.

GERHARDT, P.; MURRAY, R. G. E.; WOOD, W. A.; KRIEG, N. R. Manual of Methods for General Bacteriology. **American Society for Microbiology**, Washington, 1994.

GRAAE, J.; KEITHLEY, S.; LUC, M.; PAWL, J.; WILSON, D. **Alternative Solutions for Wastewater Treatment in U.S.-Mexico Border Colonias: an Analysis from Socio-economic and Technological Perspectives**. Santa Bárbara: Califórnia, p. 143, 1998.

GRUNDITZ, C. M; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G. Comparison of Inhibition Assays Using Nitrogen Removing Bacteria: Application to Industrial Wastewater. **Wat. Res.** Vol. 32, No. 10, pp. 2995±3000, 1998

GRUNDITZ, C. M; & DALHAMMAR, G. Development of Nitrification Inhibition Assays Using Pure Cultures of *Nitrisomonas* and *Nitrobacter*. **Wat. Res.** V.35, n° 2, pp. 433-440, 2001.

HARMSSEN, J. Identification of Organic Compounds in Leachate from a Waste Tip. **Water Research**, 17,n. 6, p. 699-705, 1983.

HASTING, R. C.; CECCHERINI, M. T.; MICLAUS, N.; SAUNDERS, J. R.; BAZZICALUPO, M.; McCARTHY, A. J. Direct Molecular Biological Analysis of Ammonia Oxidising Bacteria Populations in Cultated Soil Plots Treated with Swine Manure. **FEMS Microbiology Ecology**, 23, p. 45-54, 1997.

HOLTAN-HARTWIG, L.; BECHMANN, M.; HOYAS, T. R.; LINJORDET, R.; BAKKEN, L. R. Heavy Metal Tolerance of Soil Denitrifying Communities: N<sub>2</sub>O Dynamics. **Soil Biology & Biochemistry**, 34, 1181-1190, 2002.

INMET – Instituto Nacional de Metereologia, [www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br). Acesso em 30/06/2005.

ISIDORI, M.; LAVORGNA, M.; NARDELLI, A.; PARRELLA, A. Toxicity Identification Evaluation of Leachates From Municipal Solid Waste Landfills: A Multispecies Approach. **Chemosphere**, 52, 85–94, 2003.

JUCÁ, J.F.T. Destinação Final dos Resíduos Sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas. In: 10° SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Braga – Portugal, 2002.

JUCÁ, J.F.T.; MELO, L.A.; BELTRÃO, K.G.Q.B.; **Sistema de Tratamento de Chorume Proposto para o Aterro da Muribeca, Pernambuco – Brasil.** Recife: UFPE, 2002.

JURETSCHKO, S.; TIMMERMANN, G.; SCHMID, M.; SCHLEIRFER, K. H.; POMMERENING-ROSER, A. ; KOOPS, H. P.; WAGNER, M. Combined Molecular and Conventional Analyses of Nitrifying Bacterium Diversity in Activated Sludge: *Nitrosococcus mobilis* and *Nitrospira* – Like Bacteria as Dominant Populations. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, n.8, p.3042-3051, 1998.

KARGI, F. & PAMUKOGLU, M.Y. Simultaneous Absorption and Biological Treatment of Pre-treted Landfill Leachate by Fed-batch Operation. **Process Biochemistry**, 38, n. 10, p. 1413-1420, 2003.

KNOX, K. Leachate Treatment with Nitrification of Ammonia. **Water Research**, 19, n. 7, p. 895-904, 1985.

KONEMAM, E. W. *et al.* **Diagnóstico Microbiológico: Textos e Atlas.** Ed. 5, Rio de Janeiro: Medsi, 2001.

KOWALCHUK, G. A.; BODELIER, P. L. E.; HEILIG, G. H. J.; STEPHEN, J. R.; LAANBROEK, H. J. Community Analysis of Ammonia-Oxidising Bacteria, in Relation to Oxygen Availability in Soils and Root-Oxygenated Sediments, Using PCR, DGGE and Oligonucleotide Probe Hybridisation. **FEMS Microbiology Ecology**, 27, 339-350, 1998. *et al*, 1998;

LEVY, J. S.; TAYLOR, B. R. Effects of Pulp Mill Solids and Three Composts on Early Growth of Tomatoes. **Bioresource Technology**, 89, 297–305, 2003.

LI, X.Z. & ZHAO, Q.L. Recovery of Ammonium-Nitrogen from Landfill Leachate as a Multi-nutrient Fertilizer. **Ecological Engineering**, 20, p. 171-181, 2003.

LIMA, L.M.Q. **Lixo, Tratamento e Biorremediação**. São Paulo: Hemus, ed.3º, 1995.

LIMA, M. A.G. A.; PALHA, M. A. P. F. & ALBUQUERQUE, S. M. C., **Análise Bacteriológica de Água**, (apostila). Recife: UFPE, 2002.

LINS, E. A. M., **A Utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca**. Dissertação (Mestrado), Recife, 2003.

McCAIG, A. E.; EMBLEY, T.M.; PROSSER, J.I. Molecular Analysis of Enrichment Cultures of Marine Ammonia Oxidisers. **FEMS Microbiology Letters**, 120, 363-368, 1994.

MAEHLUM, T. Treatment of Landfill Leachate in On-site and Constructed Wetlands. **Water Science and Technology**, 32, n.3, p. 129-135, 1995.

MACIEL, F.J. & JUCÁ, J.F.T. Análises para Controle Ambiental dos Gases Produzidos No Aterro De Resíduos Sólidos de Muribeca. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Vitória - ES. **Resumos do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Vitória – ES: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. p. 1-7.

MADERA, C.A.; PEÑA, M.R.; MARA, D.D. Microbiological Quality of a Waste Stabilization Ponds Effluent used for Restricted Irrigation in Vale Del Cauca, Colombia. **Water Science and Technology**, 45, n. 1, p.139-143, 2002.

MARQUES, M. O.; CORAUCCI FILHO, B.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T.; LIMA, V. L. A.; ANDRADE NETO, C. O.; MENDONÇA, F. C.; MARQUES, P. A. A.; MARQUES, T. A.; BELLINGIERI, P. H.; HAANDEL, A. Uso de Esgotos tratados em Irrigação: Aspectos Agronômicos e Ambientais. In: BASTOS, R. K. X. **Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura**. Rio de Janeiro: Prosab 3, cap. 3, 2003.

MATSUZAKA, E.; NOMURA, N.; NAKAJIMA-KAMBE, T.; OKADA, N.; NAKAHARA, T. A simple Screening Procedure for Heterotrophic Nitrifying Bacteria with Oxygen-Tolerant Denitrification Activity. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 95, n. 4, 409-411, 2003. *et al.*, 2003.

MELO, M.C. **Uma Análise de Recalques Associada a biodegradação na aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca**. Dissertação (Mestrado), Recife, 2003.

MERCK, **Manual de Meios de Cultura**. Rio de Janeiro, 1990.

MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of The Environmental Impact of Incineration and Landfilling in São Paulo City as Determined by LCA. **Resources, Conservation and Recycling**, 41, 47–63, 2004.

MONTEIRO, V.E.D.; MELO, A.C.; JUCÁ, J.F.T. Biological Degradation Analysis in Muribeca Solid Waste Landfill Associated With Local Climate – Recife, Brasil. **FOURTH INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS 4ISEG**, Rio de Janeiro, 2002.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises Físicas, Químicas, e Biológicas no Estudo do Comportamento do Aterro da Muribeca**. Tese de Doutorado, Recife, 2003.

MURRAY, R. E. & KNOWLES, R. Production of NO and NO<sub>2</sub> in the Presence and Absence of C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> by Soil Slurries and Batch Cultures of Denitrifying Bacteria. **Soil Biology & Biochemistry**, 35, p. 1115-1122, 2003.

ONAY, T.T. & POHLAND, F.G. *In Situ* Nitrogen Management in Controlled Bioreactor Landfills. **Water Research**, 32, n. 5, p. 1383-1392, 1998.

O'LEARY, P. R. & WALSH, P. W. **Decision Maker's Guide to Solid Waste Management**. v.2, cap. 9, p. 1-66, Washington, 1995.

OLIVEIRA, L. B.; REIS, M. M.; PEREIRA, A. S. Resíduos Sólidos Urbanos: Lixo Ou Combustível? In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 2000.

PHILIPPI, A. Jr. & MALHEIROS, T. F. Águas Residuárias: Visão de Saúde Pública e Ambiental. In: PHILIPPI, A. Jr. **Saneamento, Saúde e Ambiente: Fundamentos para em desenvolvimento sustentável**. Barueri, SP: Manole, p.180-219, 2005.

PHILLIPS, C. J.; PAUL, E. A.; PROSSER, J. I. Quantitative Analysis Of Ammonia Oxidising Bacteria Using Competitive PCR. **FEMS Microbiology Ecology**, 32, 167-175, 2000.

PIPES, W.; O. & ZMUDA, J. T. Assessing the Efficiency of Wastewater Treatment. In: HURST, C.J.; KNUDSEN, G.R.; McINERNEY, M.J.; STETZENBACH, L.D.; WALTER, M.V. **Manual of Environmental Microbiology**. Washington: ASM Press, cap. 24, 1996.

PRICE, G. A.; BARLAZ, M. A.; HATER, G. R. Nitrogen Management In Bioreactor Landfills. **Waste Management**, 23, 675–688, 2003.

PURKHOLD, U.; OMMERENING-ROSER, A.; JURETSCHKO, S.; SCHMID, M. C.; KOOPS, H.P.; WAGNER, M. Phylogeny of All Recognized Species of Ammonia Oxidizers Based on Comparative 16S rRNA and amoA Sequence Analysis: Implications for Molecular Diversity Surveys. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n.12, p. 5368-5382, 2000.

REINHART, D.R. Full-scale Experiences With Leachate Recirculating Landfills: Case Studies. **Waste Management & Research**, 14, p. 347-365, 1996.

RODRIGUEZ, J.; CASTRILLÓN, L. MARAÑÓN, E.; SASTRE, H.; FERNÁNDEZ, E. Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. **Water Research**, 38, 3297-3303, 2004.

SAN, I. & ONAY, T. Impact of recirculation regimes on municipal solid waste degradation. **Journal of Hazardous Materials**, p. 259-271, 2001.

SANCHEZ, P. S. (CETESB), **Apostila Microbiologia Ambiental**. São Paulo, 1996.

SENZIA, M. A.; MAYO, A. W.; MBWETTE, T. S. A.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. Modeling Nitrogen transformation and Removal in Primary Facultativas Ponds. **Ecological Modeling**, 154, 207-215, 2002.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Chorume, Impactos Ambientais E Possibilidades de Tratamentos. In: III FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 2003.



**Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20<sup>a</sup>ed., Washington, APHA, AWWA, WEF, 1998.

**Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 19<sup>a</sup>ed., Washington, APHA, AWWA, WEF, 1995.

**Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 13<sup>a</sup>ed., Washington, APHA, AWWA, WEF, 1971.

SPONZA, D. T. & AĞDAĞ, O. N. Impact of recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**, 39, 2157-2165, 2004.

STEENSEN, M. Chemical Oxidation for the Treatment of Leachate – Process Comparision and Results from Full-scale Plants. **Water Science and Technology**, v.35, p.249-256, 1997.

TAM, N.F.Y. & TIQUIA, S. Assessing Toxicity of Spent Pig Litter Using a Seed Germination Technique. **Resources, Conservation and Recycling**, Hong Kong, n. 11, 261-274, 1994.

TANNER, R. S. Cultivation of Bacteria and Fungi. In: HURST, C.J.; KNUDSEN, G.R.; McINERNEY, M.J.; STETZENBACH, L.D.; WALTER, M.V. **Manual of Environmental Microbiology**. Washington: ASM Press, cap. 6, 1996.

TIQUIA, S. M. & TAM, N. F. Y. Elimination of Phytotoxicity During Co-composting of Spent Pig-manure Sawdust Litter and Pig Sludge. **Bioresource Technology**. 65, 43-49, 1998.

TIQUIA, S.M.; TAM, N.F.Y.; HODGKISS, I.J. Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter. **Environmental Pollution**, Hong Kong, v.93, n.3, pp. 249-256, 1996.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. Porto Alegre: Artmed, Cap. 11, ed. 6, 2000.

USEPA, Air Emissions from Municipal Solid Waste Landfill. In: **Background Information for Proposed Standards and Guidelines Draft**. Research Triangle Park, 1990.

VAZOLLER, R. F. **Microbiologia e Saneamento Ambiental USP**, 2001.

WAKIDA, F. T. & LERNER, D. N. Non-agricultural Sources of Groundwater Nitrate: a Review and Case Study. *Water Research*, 39, 3–16, 2005.

WANG, W. & KETURI, P.H., Comparative Seed Germination Tests Using Ten Plant Species for Toxicity Assessment of a Metal Engraving Effluent Sample. **Wat. Air Soil Pollut.**, 52, pp. 369-376, 1990.

WATSON, S. W.; BOCK, E.; HARMS, H.; KOOPS, H.P.; HOOPER, A. B. Nitrifying Bacteria. In: *Bergey's Manual*. Section 20: Aerobic Chemolithotrophic Bacteria and Associated Organisms, In: BERGEY'S, D. H.; STALEY, J. T.; BRYANT, M. P.; PFENNING, N.; HOLT, J. G. *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. Ed.: Williams & Wilkins, p. 1808-1834, 1984.

WELANDER, U.; HENRYSSON, T.; WELANDER, T. Nitrification of Landfill Leachate Using Suspended-carrier Biofilm Technology. **Water Research**, 31, n. 9, p. 2351-2355, 1997.

WONG, By M. H. & BRADSHAW, A. D. A Comparison of the Toxicity of Heavy Metals, Using Root Elongation of Rye Grass, *Lolium perenne*. **New Phytol.**, 91, 255-261, 1982.

WONG, J. W. C.; LI, K.; FANG, M.; SU, D. C. Toxicity Evaluation of Sewage Sludges in Hong Kong. **Environment Internatonal**, 27, 373-380, 2001.

YANG, L. & WATTS, D. J. **Particle Surface Characteristics May Play an Important Role in Phytotoxicity of Alumina Nanoparticles**. *Toxicology Letters*, 158, 122–132, 2005.

ZANTA, V. M. & FERREIRA, C. F. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS, A. B. J. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**, Florianópolis: Prosab 3, , cap. 1, 2003.

ZELHNDER, A.J.B. Ecology of Methane Formation. In: MITCHELL, R. (Ed.). **Water Pollution Microbiology**. V. 2, John Willy & Sons, Nova York, p. 349-376, 1978.

# **ANEXOS**

Anexo 1. Tabela de Hoskins- Índice do Número Mais Provável (NMP) e Limites de Confiança de 95% para os Resultados Positivos da Técnica dos Tubos Múltiplos para 3 tubos

Número de tubos com reação positiva, em séries de 3 tubos			Índice de NNP por 100mL da amostra	Limites de confiança de 95%	
10ml	1ml	0,1ml		Inferior	superior
0	0	0	< 3	–	–
0	0	1	3	< 0,5	9
0	1	0	3	< 0,5	13
1	0	0	4	< 0,5	20
1	0	1	7	1	21
1	1	0	7	1	23
1	1	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	9	1	36
2	0	1	14	3	37
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	150
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	380
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	380
3	2	0	93	15	380
3	2	1	150	30	440
3	2	2	210	35	470
3	3	0	240	36	1300
3	3	1	460	71	2400
3	3	2	1100	150	4800

Referência: Standard Methods for Examination of Water and Waste Water, 1971.

Anexo 2. Tabela de Hoskins- Índice do Número Mais Provável (NMP) e Limites de Confiança de 95% para os Resultados Positivos da Técnica dos Tubos Múltiplos para 5 tubos

Número de tubos com reação positiva, em séries de 5 tubos			Índice de NNP por 100ml	Limites de confiança de 95%	
10ml	1ml	0,1ml		Inferior	superior
0	0	0	< 2	–	–
0	0	1	2	1	10
0	1	0	2	1	10
0	2	0	4	1	13
1	0	0	2	1	11
1	0	1	4	1	15
1	1	0	4	1	15
1	1	1	6	2	18
1	2	0	6	2	18
2	0	0	4	1	17
2	0	1	7	2	20
2	1	0	7	2	21
2	1	1	9	3	24
2	2	0	9	3	25
2	3	0	12	5	29
3	0	0	8	3	24
3	0	1	11	4	29
3	1	0	11	4	29
3	1	1	14	6	35
3	2	0	14	6	35
3	2	1	17	7	40
4	0	0	13	5	38
4	0	1	17	7	45
4	1	0	17	7	46
4	1	1	21	9	55
4	1	2	26	12	63
4	2	0	22	9	56
4	2	1	26	12	65
4	3	0	27	12	67
4	3	1	33	15	77
4	4	0	34	16	80
5	0	0	23	9	86
5	0	1	30	10	110
5	0	2	40	20	140
5	1	0	30	10	120
5	1	1	50	20	150
5	1	2	60	30	180
5	2	0	50	20	170
5	2	1	70	30	210
5	2	2	90	40	250
5	3	0	80	30	250
5	3	1	110	40	300
5	3	2	140	60	360
5	3	3	170	80	410
5	4	0	130	50	390
5	4	1	170	70	480
5	4	2	220	100	580
5	4	3	280	120	690
5	4	4	350	160	820
5	5	0	240	100	940
5	5	1	300	100	1300
5	5	2	500	200	2000
5	5	3	900	300	2900
5	5	4	1600	600	5300
5	5	5	≥1600	–	–

Referência: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998

### Anexo3. Quantificação de Bactérias Desnitrificantes

	<i>Entrada.</i>	<i>Saída</i>
Abril	$1,6 \times 10^4$	$3,5 \times 10^3$
Maio	$1,1 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$
Junho	$1,1 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$
Agosto	$1,1 \times 10^4$	$2,1 \times 10^3$
Setembro	$4,6 \times 10^3$	$2,4 \times 10^3$
Outubro	$2,4 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$
Janeiro/05	$2,4 \times 10^3$	$2,4 \times 10^4$

### Anexo 4: Quantificação de Bactérias Nitrificantes

	<i>Entrada</i>	<i>Saída.</i>
Abril	$3,0 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$
Maio	$9,0 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$
Junho	$3,0 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$
Outubro	$3,0 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$
Janeiro/05	$2,3 \times 10^2$	$2,3 \times 10^2$

Anexo 5: Quantificação de Coliformes Totais

	<i>Entrada</i>	<i>Saída</i>
Abril	$1,6 \times 10^8$	$1,3 \times 10^8$
Maio	$1,6 \times 10^8$	$9,0 \times 10^5$
Junho	$1,6 \times 10^8$	$1,6 \times 10^6$
Julho	$1,6 \times 10^6$	$9,0 \times 10^5$
Agosto	$1,6 \times 10^6$	$9,0 \times 10^5$
Setembro	$1,6 \times 10^6$	$3,0 \times 10^5$
Outubro	$1,6 \times 10^6$	$7,0 \times 10^4$
Novembro	$1,6 \times 10^8$	$1,4 \times 10^6$
Janeiro/05	$1,7 \times 10^4$	$7,0 \times 10^4$

Anexo 6: Coliformes Termotolerantes

	<i>Entrada</i>	<i>Saída</i>
Abril	$1,6 \times 10^8$	$1,3 \times 10^5$
Maio	$1,6 \times 10^8$	$1,7 \times 10^5$
Junho	$9,0 \times 10^7$	$7,0 \times 10^4$
Julho	$1,6 \times 10^6$	$3,0 \times 10^5$
Agosto	$1,4 \times 10^6$	$7,0 \times 10^5$
Setembro	$3,0 \times 10^5$	$4,0 \times 10^3$
Outubro	$7,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^3$
Novembro	$1,6 \times 10^8$	$3,3 \times 10^5$
Janeiro/05	$1,7 \times 10^4$	$7,0 \times 10^4$



Anexo 7: Médias dos Metais Pesados Presentes no chorume da entrada e da Saída da Estação de Tratamento de Chorume durante o ano de 2004

<b>Metais</b>	<b>Entrada (mg/L)</b>	<b>Saída (mg/L)</b>	<b>VMP<sup>1</sup> (mg/L)</b>
<b>Ferro</b>	26,626	21,696	15,0
<b>Cobre</b>	0,473	0,425	1,0
<b>Zinco</b>	1,67	2,782	5,0
<b>Cadmo</b>	0,077	0,042	0,2
<b>Cobalto</b>	0,163	0,148	-
<b>Manganês</b>	0,904	0,653	-
<b>Cromo</b>	0,434	0,507	-
<b>Chumbo</b>	0,615	0,444	2,0
<b>Níquel</b>	0,261	0,243	0,5

1: Valores Máximos Permitidos, segundo Padrão de Lançamento do Conama 20/86

Anexo 8: Anal de Resumos do 3º Congresso Nacional de Meio Ambiente, Salvador – Bahia, 2004.



## **AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE BACTÉRIAS DESNITRIFICANTES DO CHORUME DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DO ATERRO DA MURIBECA – PE**

Lins, M. C. M.; Souza, R. G.; Lima, M. A. G. A.; Araújo, J. M.;  
Departamento de antibióticos, UFPE (0XX81) 2126-8866  
E-mail: [manuelamota@ig.com.br](mailto:manuelamota@ig.com.br)

### **INTRODUÇÃO**

Durante a decomposição de resíduos sólidos urbanos, a microbiota envolvida neste processo é bem diversificada, requerendo atividade coordenada de vários grupos microbianos. Além do metano e do CO<sub>2</sub> gerados durante a decomposição em aterros, ocorre a formação de um líquido escuro, resultante do processo degradativo e da precipitação pluviométrica na área, denominado chorume. O chorume apresenta uma composição química complexa e variável, dependendo das condições ambientais, das características físico-químicas dos resíduos e da idade dos aterros (JUCÁ *et al.*, 2002). O Aterro da Muribeca, situado na Região Metropolitana do Recife, recebe cerca de 3000 toneladas por dia de resíduos, gerando chorume que passa por um processo de recirculação e tratamento biológico através das lagoas: de decantação (LD), anaeróbica (LA), três facultativas (LF) e de tratamento bioquímico (SBQ), sendo nesta última, realizada a fitorremediação com a planta - *Typha domingensis* - vulgarmente conhecida como Taboa (JUCÁ, 2002). Em aterros com menos de 5 anos, o chorume produzido contém alta concentração de sólidos dissolvidos e de matéria orgânica, enquanto o chorume mais antigo contém uma carga orgânica menor, porém rico em amônia e nitrogênio, formando um ambiente propício para a hidrólise e fermentação de frações nitrogenadas de resíduos biodegradáveis ([www.usace.army.mil/inet/usace-docs](http://www.usace.army.mil/inet/usace-docs); ONAY & POHLAND, 1998). Um dos processos utilizado para remoção de amônia é a nitrificação e desnitrificação de águas residuárias por oxidação biológica (CLABAUGH, 2001). *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são grupos específicos de bactérias responsáveis pelos processos de nitrificação e desnitrificação. A desnitrificação é realizada por uma variedade de bactérias anaeróbicas facultativas, redutoras de nitrato, como: *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archromobacter* e *Bacillus*. (CAPONE, 1996; CLABAUGH, 2001).

### **OBJETIVO**

Quantificar as bactérias desnitrificantes através do Número Mais Provável (NMP) nas lagoas de estabilização (Lagoa de Decantação, Lagoas Facultativas).

### **MATERIAIS E MÉTODOS**

As amostras do chorume foram coletadas nas lagoas de Decantação e Facultativas nos meses de abril, maio e junho de 2004. Imediatamente após a coleta foi determinada a presença de amônia, nitrito e nitrato, segundo “Methods for General and Molecular Bacteriology”. Para quantificação de bactérias desnitrificantes foi utilizado o Caldo Nitrato (GERHARDT *et al.*, 1994) através da Técnica de Tubos Múltiplos (*Standard Methods*, 1998). Os resultados foram avaliados pela presença de gás nos tubos de Durham e a quantificação através da tabela de Hoskins, que aplica cálculos de probabilidade expressos como NMP (Número Mais Provável) por 100mL.

## RESULTADOS

Foi observada a presença de amônia em todas as amostras coletadas, enquanto que nitrito e nitrato não foram detectados nas mesmas. O NMP de bactérias desnitrificantes foi mais alto ( $1,6 \times 10^4$  NMP/100mL) na Lagoa de Decantação no mês de abril, enquanto que nos meses de maio e junho a terceira Lagoa Facultativa apresentou os maiores valores de NMP ( $\geq 2,4 \times 10^4$  NMP/100mL). Esta maior quantificação de bactérias nesta Lagoa Facultativa, possivelmente decorre do tratamento destas três lagoas durante o processo, diminuindo o índice de substâncias tóxicas bacterianas (metais pesados).

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Aliado a estudos que relatam uma alta concentração de amônia na primeira lagoa e um decréscimo nas lagoas seguintes, pode-se concluir que a grande proliferação das bactérias na terceira Lagoa Facultativa foi devido a baixa toxicidade do chorume, em relação a Lagoa de Decantação. Os estudos físico-químicos e microbiológicos, mostram-se eficientes para monitorar e avaliar o grau de contaminação de agentes tóxicos, que ocorre no chorume e podem causar um grande impacto ambiental.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CAPONE, D.C. Microbial Nitrogen Cycling. In: HURST, C.J.; KNUDSEN, G.R.; McINERNEY, M.J.; STETZENBACH, L.D.; WALTER, M.V. **Methods for General and Molecular Bacteriology**. Washington: ASM Press, p.334-342, 1996.
- CLABAUGH, M.M. **Nitrification of Landfill Leachate by Biofilm Columns**. Tese de Mestrado, Blacksburg, Virginia, 51 p., 2001.
- GERHARDT, P.; MURRAY, R. G. E.; WOOD, W. A.; KRIEG, N. R. **Manual of Methods for General Bacteriology**. American Society for Microbiology, Washington, 1994.
- JUCÁ, J.F.T. Destinação Final dos Resíduos Sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas. In: 10º SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Braga – Portugal, 2002.
- JUCÁ, J.F.T.; MELO, L.A.; BELTRÃO, K.G.Q.B.; **Sistema de Tratamento de Chorume Proposto para o Aterro da Muribeca, Pernambuco – Brasil**. Recife: UFPE, 2002.
- ONAY, T.T. & POHLAND, F.G. **In Situ Nitrogen Management in Controlled Bioreactor Landfills**. Water Research, 32, n. 5, p. 1383-1392, 1998.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20ed., Washington, APHA, AWWA, WEF, 1998.
- [www.usace.army.mil/inet/usace-docs](http://www.usace.army.mil/inet/usace-docs), acessado em 26 de setembro de 2003.



## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

### Anexo 9

#### III-237 – MONITORAMENTO DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO TRATAMENTO DE CHORUME – ATERRO DA MURIBECA.

##### **Eduardo Antonio Maia Lins<sup>(1)</sup>**

Graduado em Engenharia Civil pela Escola de Politécnica de Pernambuco – Universidade de Pernambuco. Mestre em Geotecnia Ambiental pela Universidade Federal de Pernambuco; Responsável pelo monitoramento ambiental do Aterro da Muribeca. Bolsista do Programa de Apoio a Núcleos de Excelência (PRONEX) e pesquisador do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB).

##### **Manuela Cristina Mota Lins<sup>(2)</sup>**

Graduada em Ciências Biológicas – Bacharelado pela Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Mestranda do curso Biotecnologia de Produtos Bioativos do Departamento de Antibióticos da Universidade Federal de Pernambuco.

##### **Janete Magali de Araújo<sup>(3)</sup>**

Pós-doutora da Universidade de São Paulo (USP); Doutora em Genética e Melhoramento de Plantas pela Universidade de São Paulo (USP); Professora adjunta IV do Departamento de Antibióticos da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e membro do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS/UFPE).

##### **Maria Alice Gomes de Andrade Lima<sup>(4)</sup>**

Doutora em Processos Químicos e Bioquímicos pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ); Professora do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE); Chefe do Laboratório de Microbiologia Ambiental e membro do Grupo de Resíduos Sólidos – GRS/UFPE.

##### **José Fernando Thomé Jucá<sup>(5)</sup>**

Professor do Depto de Eng. Civil da UFPE; Doutor pela Universidade Politécnica de Madrid; Coordenador do Grupo de Resíduos Sólidos - GRS-UFPE; Coordenador do Programa de Monitoramento dos Aterros da Muribeca (PE), Aguazinha (PE) e Metropolitano (PB); Integrante do Programa de Apoio a Núcleos de Excelência (PRONEX) e do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB).

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua João Teobaldo de Azevedo, 19 – Poço da Panela - Recife – PE - CEP: 52061-313 - Brasil  
- Tel: (81) 3268-2301 - e-mail: [dudamaia@hotmail.com](mailto:dudamaia@hotmail.com) ou [eduardomailins@yahoo.com.br](mailto:eduardomailins@yahoo.com.br)

#### RESUMO

O chorume e/ou percolado representa um dos vários fatores de risco para o meio ambiente, uma vez que este apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de metais pesados. Lagoa de estabilização é um tipo de tratamento biológico de grande utilização no tratamento de esgotos sanitários, uma vez que possui baixo custo, facilidade de construção e operação, além de produzir efluentes de qualidade. As lagoas de estabilização são consideradas um método muito eficiente para remoção de parasitas em águas residuárias urbanas, devido ao seu longo tempo de retenção. O sistema de tratamento utilizado no Aterro da Muribeca, consiste em lagoas de estabilização em série, formado em seqüência, por Lagoas de Decantação, Anaeróbia, Facultativas e Sistema Bioquímico. Este trabalho teve como objetivo apresentar resultados referentes as lagoas de estabilização no tratamento de chorume do Aterro da Muribeca através de análises físico-químicas e microbiológicas do chorume e do lodo da Estação de Tratamento de Chorume, bem como quantificar as bactérias desnitrificantes através do Número Mais Provável (NMP) nas Lagoas de Decantação (entrada) e Facultativa (saída). Para cada ponto, as amostras foram submetidas a análises físico-químicas e microbiológicas. Para quantificação de bactérias desnitrificantes foi utilizada a metodologia de GERHARDT *et al*, 1994, através da Técnica de Tubos Múltiplos. Quanto a amostragem do lodo, as análises químicas, incluindo os óxidos fundamentais e 19 elementos traço, foram realizadas em Ontário, Canadá. Os resultados mostraram que nos meses de déficit hídrico, a relação DBO/DQO, na



## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

entrada da ETC, apresenta valores médios aproximados de 0,15 tendendo o chorume a recalcitrância. Já para os meses de excedente hídrico, a relação DBO/DQO apresenta valores médios aproximados de 0,35 indicando também a presença de elementos medianamente degradáveis. A relação  $DBO_5/DQO$  reduz-se com a elevação da idade do lixo, uma vez que grande parte da matéria orgânica biodegradável já foi decomposta pelas bactérias e, quanto as análises de lodo pôde-se observar que a quantidade sedimentada de matéria orgânica, de carbonatos e de sulfatos, cresce no sentido da LD para a LF1. O valor de NMP das bactérias desnitrificantes foi mais alto na Lagoa de Decantação no mês de abril, enquanto que nos meses de maio e junho a Lagoa Facultativa 3 apresentou os maiores valores de NMP. Esta maior quantificação de bactérias nesta última Lagoa, possivelmente decorreu do pH elevado durante o tratamento, precipitando substâncias tóxicas bacterianas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Tratamento de chorume, lagoas de estabilização, plano de monitoramento, microrganismos.

### INTRODUÇÃO

O recebimento do lixo urbano nos lixões ou aterros a céu aberto foi um procedimento utilizado durante muitos anos por diversos países. Neste tempo não havia qualquer preocupação com a técnica da disposição do lixo em uma determinada área previamente escolhida (CETESB, 1995). Por outro lado, mesmo quando os resíduos são dispostos de forma adequada em aterros sanitários, surge a necessidade de se prever o sistema de tratamento dos líquidos percolados gerado no interior do aterro pela digestão anaeróbia da matéria orgânica.

Os aterros sanitários são sistemas adequados comumente adotados para disposição de lixo que é intercalado por coberturas de solo, onde ocorre o processo degradativo e fermentação anaeróbia. Durante a decomposição de resíduos sólidos urbanos, a microbiota envolvida neste processo é bem diversificada, requerendo atividade coordenada de vários grupos microbianos. Macromoléculas como celulose, hemicelulose, lignina e outras sofrem hidrólise enzimática, produzindo monômeros que são utilizados por microrganismos fermentadores (ZEHNDER, 1978). Em seguida, ácidos orgânicos, como propionato e butirato são metabolizados pela microbiota acetogênica e fermentativa gerando  $CO_2$ ,  $H_2$  e acetato, que constituem a matéria básica para produção de metano pelas bactérias metanogênicas (BARLAZ, 1996). Além do metano e do  $CO_2$  gerados durante a decomposição em aterros, ocorre a formação de um líquido escuro, resultante do processo degradativo (chorume) e da precipitação pluviométrica na área (percolado). O chorume e/ou percolado representa um dos vários fatores de risco para o meio ambiente, uma vez que este apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de metais pesados. Segundo TORRES *et al.* (1997) *apud* LINS (2003), em consequência dos processos de decomposição aos quais o lixo é submetido, o percolado formado possui uma DBO que equivale cerca de 200 vezes o esgoto doméstico.

O Aterro da Muribeca, situado na Região Metropolitana do Recife, recebe todo o lixo gerado pelas cidades do Recife e Jaboatão dos Guararapes, o que totaliza cerca de 3000 toneladas por dia de resíduos domésticos, hospitalares e industriais sendo, portanto, o maior aterro de resíduos sólidos do Estado de Pernambuco. O aterro ocupa uma área de 60 ha e teve seu processo de recuperação iniciado em 1994, através da construção de 9 células ou câmaras as quais são revestidas por uma camada de solo impermeabilizante onde o lixo é depositado e compactado (LIMA *et al.*, 2000; BRAGA *et al.*, 2002).

O sistema de tratamento utilizado no Aterro da Muribeca, consiste em lagoas de estabilização em série, formado em seqüência, por Lagoas de Decantação, Anaeróbia, Facultativas e Sistema Bioquímico. Diversos processos de tratamento de líquidos percolados são citados pela literatura. As técnicas usualmente utilizadas abrangem digestores e filtros de fluxo ascendente e descendente; métodos físico-químicos; tratamento por osmose reversa; oxidação por ozônio, lagoas de estabilização, dentre outros. Lagoa de estabilização é um tipo de tratamento biológico de grande utilização no tratamento de esgotos sanitários, uma vez que possui baixo custo, facilidade de construção e operação, além de produzir efluentes de qualidade. As lagoas de estabilização são consideradas um método muito eficiente para remoção de parasitas em águas residuárias urbanas, devido ao seu longo tempo de retenção. Por isso, as lagoas têm capacidade de produzirem efluentes com baixa DBO e pequena concentração de nutrientes.

### MATERIAIS E MÉTODOS

O plano de monitoramento propõe análises em laboratório com uma freqüência mensal além de análises *in situ* e inspeção geral do sistema, realizada através de checklists de avaliação. Foram utilizados 2 pontos de coleta, distribuídos da seguinte forma: entrada da Lagoa de Decantação e saída da Estação. Para cada ponto, foram coletadas amostras para determinação de coliformes totais, coliformes termotolerantes, pH, Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Suspensos Totais, Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_5$ ), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Cor, Turbidez, Nitrogênio (total amoniacal, nitrito e nitrato), Fósforo Total, além da determinação de metais



## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

pesados na amostra (Ferro, Manganês, Cromo, Zinco, Cádmio, entre outros). Foram realizadas medições de Oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água e do líquido, além das condições climáticas diárias, para relacioná-las com o tratamento. Para quantificação de bactérias desnitrificantes foi utilizado o Caldo Nitrato (GERHARDT *et al.*, 1994) através da Técnica de Tubos Múltiplos. Os resultados foram avaliados pela presença de gás nos tubos de Durham e a quantificação através da tabela de Hoskins, que aplica cálculos de probabilidade expressos como NMP (Número Mais Provável) por 100mL. Quanto a amostragem do lodo, esta foi realizada com emprego da Draga de Peterson nas lagoas. O material recolhido foi evaporado em CNTP à sombra, posteriormente moído a 200 mesh, e homogeneizado para fins de análises químicas e DRX. As análises químicas, incluindo os óxidos fundamentais e 19 elementos traço, foram realizadas em Ontario, Canadá.

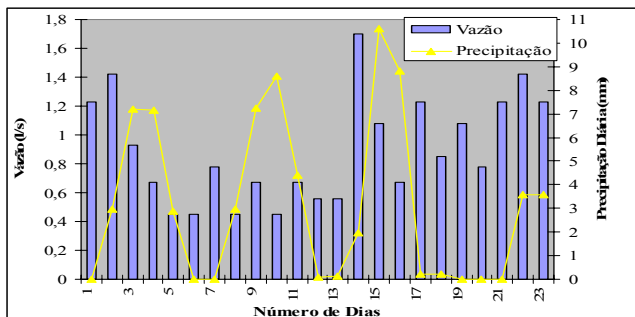
### RESULTADOS

#### ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DO CHORUME

O tratamento de chorume por lagoas de estabilização depende de inúmeras variáveis para um bom desempenho. São elas: tempo de detenção hidráulico suficiente, vazão do chorume equalizada, uma relação DBO<sub>5</sub>/DQO elevada, baixos teores de inorgânicos e de cor.

Entende-se como tempo de detenção hidráulico como um tempo mínimo necessário ao desenvolvimento de microrganismos em um dado ambiente (no caso, as lagoas). Cada lagoa de estabilização deve possuir um tempo mínimo necessário de retenção de efluente. O tempo de detenção e a vazão estão intimamente ligados. Quanto menor a vazão do afluente, maior o tempo de detenção de uma lagoa (LINS *et al.*, 2003). Um aumento ou uma diminuição excessiva da vazão pode afetar um funcionamento eficaz do sistema, uma vez que há alteração na quantidade de nutrientes, no pH, oxigênio dissolvido e temperatura do meio. Uma vazão média de 0,48 l/s, característica dos meses de déficit hídrico, para a Estação de Tratamento de Chorume, o tempo de detenção em todas as lagoas pode superar os 150 dias. Já nos meses de excedente hídrico, com uma vazão média acima dos 3 l/s (podendo alcançar 15 l/s em um dia), o tempo de detenção passa a ser mínimo, em torno de 30 dias, tornando-se insuficiente para um processo completo de biodegradação dos compostos orgânicos. As bruscas variações da vazão são causadas, necessariamente, por alguns fatores: ausência de uma lagoa de equalização, ineficiência ou ausência de uma drenagem de água pluvial sobre as células do lixo (uma vez que esta tem a função de separar o líquido efluente do pluvial), além da falta de cobertura da massa de lixo. Estas variações causam odor fétido, podendo também indicar ineficiência do tratamento, já que estas oscilações alteram o ambiente ideal para o desenvolvimento das bactérias endêmicas, onde a temperatura e o pH são diretamente afetados. De acordo com o Gráfico 1, da relação vazão versus precipitação para um mês de déficit hídrico, observa-se a influência de uma precipitação ocasional na variação da vazão como também da capacidade de campo do lixo. Entende-se como capacidade de campo a retenção máxima de umidade em livre condições de drenagem. Ocorrida a precipitação, em épocas de déficit hídrico, pode não ocorrer um aumento simultâneo da vazão na ETC, uma vez que em condições seca, de baixa umidade, o lixo absorverá o máximo possível da água da chuva. Já em épocas de excedente hídrico, conforme Gráfico 2, estando o lixo já próximo da capacidade de campo, o aumento da vazão ocorre quase que de forma simultânea com a precipitação.

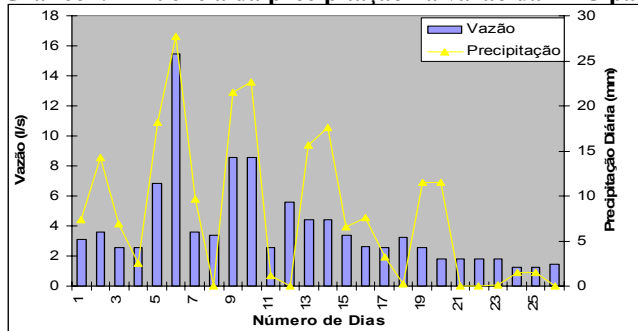
**Gráfico 1: Influência da precipitação na vazão da ETC para um mês de déficit hídrico.**





## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

**Gráfico2: Influência da precipitação na vazão da ETC para um mês de excedente hídrico.**



A relação  $DBO_5/DQO$  reduz-se com a elevação da idade do lixo, uma vez que grande parte da matéria orgânica biodegradável já foi decomposta pelas bactérias. De acordo com a CETESB (1995), para um chorume com uma relação  $DBO/DQO$  maior que 0,5, o teor de material orgânico biodegradável é elevado, indicando o tratamento biológico como um processo adequado. Já valores inferiores a 0,1, da relação  $DBO/DQO$ , indica que o tratamento biológico se torna deficiente em virtude da recalcitrância do chorume. A dificuldade ou impossibilidade de degradação de certas substâncias químicas na natureza associa-se ao termo recalcitrância. Como os microorganismos são os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, sua incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias é o indicio de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente. Segundo SILVA (2002), as substâncias podem oferecer dificuldade a biodegradação em decorrência de diversos fatores:

- i) estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos;
- ii) a molécula pode exercer uma ação tóxica sobre a microflora ou ainda inativar enzimas chaves do metabolismo celular;
- iii) a molécula pode se complexar ou interagir com elementos ou compostos químicos tornando-se pouco acessível as enzimas extracelulares e a posterior metabolização.

A autora ainda afirma que, no caso do chorume, a recalcitrância estaria associada a presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas como é o caso das substâncias húmicas.

Nos meses de déficit hídrico, a relação  $DBO/DQO$ , na entrada da ETC, apresenta valores médios aproximados de 0,15 tendendo o chorume a recalcitrância, mas ainda indicando a presença de elementos medianamente degradáveis, tornando o sistema biológico suficiente. Já para os meses de excedente hídrico, a relação  $DBO/DQO$  apresenta valores médios aproximados de 0,35 indicando também a presença de elementos medianamente degradáveis. De acordo com o Gráfico 3, da relação  $DBO/DQO$  versus precipitação observa-se na linha de tendência linear uma relação de aproximadamente 94%, indicando uma estreita relação da precipitação com a relação  $DBO/DQO$ . Sugere-se que tal fato possa ter ocorrido devido ao processo de oxidação de alguns elementos encontrados na DQO (como por exemplo, sulfetos e ferro) ou pela diminuição de elementos tóxicos (metais pesados), podendo favorecer o desenvolvimento da flora microbiana aeróbia decompositora, aumentando, conseqüentemente, o índice de DBO.

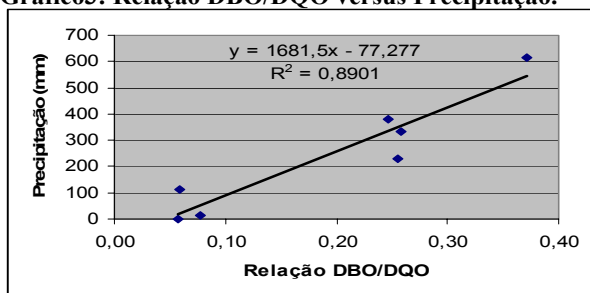
A cor é de grande valia nos estudos de tratamento de chorume. Através dela pode-se observar a intensidade luminosa no líquido. Quando a cor se eleva, reduz a absorção da luz no meio, inibindo processos metabólicos tais como a fotossíntese. Daí a importância de sua remoção dos corpos d'água, como também no tratamento do chorume. Observa-se, em média, que o chorume, na entrada da ETC, apresenta valores de aproximadamente 5000 UH, variando também em função da precipitação, alcançando valores mínimos de 65 UH nos meses de excedente hídrico. Como a penetração de luz nas lagoas é reduzida e os níveis de cor elevados, é possível supor que a produção de oxigênio (fator positivo da presença de algas em lagoas de estabilização) reduz-se apenas à superfície (cerca de 5cm). Por isso, torna-se mais vantajoso para o sistema, a remoção das algas (LINS *et al.*, 2004). Segundo BRANCO (1986), "as algas tendem a aumentar o teor de matéria orgânica, uma vez que sintetizam estas substâncias a partir de compostos minerais. Além de formarem novas células, reproduzindo-se ou crescendo, secretam, também, para o meio, substâncias orgânicas por elas elaboradas, as quais se dissolvem no meio. Isso ocorre, em maior quantidade, sempre que o tempo de detenção é superior à 6 dias. Este material elaborado, bem como o das próprias algas, quando morrem podem constituir fonte nutritiva das bactérias, ou seja, fator de DBO".





## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

**Gráfico3: Relação DBO/DQO versus Precipitação.**

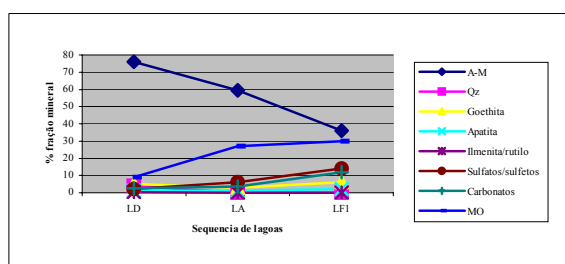


Além da redução de DBO, a remoção da amônia é um aspecto importante do tratamento biológico, uma vez que, em grandes proporções, torna-se tóxica para os microorganismos. Hoje, o Aterro da Muribeca recebe 3000 toneladas de lixo por dia, sendo 60% de sua composição com matéria orgânica. Segundo SILVA (2002), altas concentrações de nitrogênio amoniacal presente no percolado podem ser consequência da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados, durante a fase acetogênica, podendo ocorrer elevadas concentrações de amônia. O processo de nitrificação deve ser desenvolvido nas Lagoas Facultativas 1, 2 e 3 na presença de oxigênio dissolvido no meio, mas como a penetração de luz nestas lagoas é reduzida e o nível de cor é elevado, é possível afirmar que a produção de oxigênio é muito reduzida. Para as análises microbiológicas, observou-se uma baixa presença de amônia em todas as amostras coletadas, enquanto que o nitrato e nitrito obtiveram valores acima dos valores médios característicos dos anos de déficit hídrico.

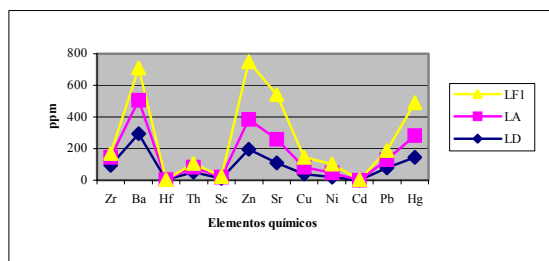
### ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DO LODO

De acordo com o Gráfico 4, das análises de lodo gerado nas lagoas de estabilização, pôde-se observar que a quantidade sedimentada de matéria orgânica, de carbonatos e de sulfatos, cresce no sentido da LD para a LF1, onde a maior retenção da matéria orgânica ocorre na lagoa anaeróbia (em função da maior concentração de bactérias anaeróbias) com uma redução aproximada de 18%. Já na Lagoa Facultativa 1 observa-se uma maior sedimentação de carbonatos e sulfatos já que estes se tornam insolúveis na presença de Sr, Ba e Hg. Vale ressaltar que a maior disponibilidade de oxigênio livre nesta lagoa pode tornar o ambiente mais rico em sulfatos e carbonatos. De um modo geral, pode-se observar, nas “polpas” das lagoas de estabilização estudadas, um baixo teor de óxido de ferro e manganês, reforçando a hipótese de que a cor do chorume pode ser também conferida por estes óxidos. Já a baixa presença de sulfetos nas “polpas” pode estar indicando a sua volatilização na forma de gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) provocando baixa retenção de metais pesados, principalmente na Lagoa Anaeróbia. Esta volatilização pode ser percebida por um odor pútrido muito forte (RAMOS *et al*, 2004).

**Gráfico 4: Composição dos sedimentos de fundo das lagoas LD, LA e LF1.**



**Gráfico 5: Análise química do material sedimentado nas lagoas LD, LA e LF1.**





## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

### ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO CHORUME

As tabelas de 1 a 3 apresentam a variação populacional de alguns grupos microbianos analisados durante os meses de abril a junho de 2004. Analisando-se os grupos de Coliformes Termotolerantes e Totais na entrada e saída da ETC, observa-se a uniformidade de comportamento em relação aos meses estudados. Vale ressaltar que os padrões de lançamento de Coliformes Termotolerantes, de acordo com a legislação estadual Lei nº 8361 de 26 de Setembro de 1980, regulamentada pelo Decreto nº 7.269 de 05 de junho de 1981, estão abaixo do máximo permitido.

O NMP de bactérias desnitrificantes ( $1,6 \times 10^4$  NMP/100mL) foi mais alto na Lagoa de Decantação no mês de abril, enquanto que nos meses de maio e junho a Lagoa Facultativa 3 apresentou os maiores valores de NMP ( $\geq 2,4 \times 10^4$  NMP/100mL) (LINS et al, 2004). Esta maior quantificação de bactérias nesta última Lagoa, possivelmente decorreu do pH elevado durante o tratamento (7,14 a 7,65), precipitando substâncias tóxicas bacterianas (metais pesados).

**Tabela 1: Quantificação (NMP/100ml) de Bactérias e Análises das Amostras Coletadas no Mês de Abril na Entrada da Lagoa de Decantação e na Saída da Lagoa Facultativa 3 da Estação de Tratamento de Chorume**

Lagoas	Coliformes Totais	Coliformes Termotolerantes	Desnitrificantes
Decantação (entrada)	$1,6 \times 10^8$	$1,6 \times 10^8$	$1,6 \times 10^4$
Facultativa 3 (saída)	$1,3 \times 10^8$	$1,3 \times 10^5$	$3,5 \times 10^3$

**Tabela 2: Quantificação (NMP/100ml) de Bactérias e Análises e Físico-químicas das Amostras Coletadas no Mês de Maio na Entrada da Lagoa de Decantação e na Saída da Lagoa Facultativa 3 da Estação de Tratamento de Chorume**

Lagoas	Coliformes Totais	Coliformes Termotolerantes	Desnitrificantes
Decantação (entrada)	$1,6 \times 10^8$	$1,6 \times 10^8$	$1,1 \times 10^4$
Facultativa 3 (saída)	$9,0 \times 10^5$	$1,7 \times 10^5$	$\geq 2,4 \times 10^4$

**Tabela 3: Quantificação (NMP/100ml) de Bactérias e Análises e Físico-químicas das Amostras Coletadas no Mês de Junho na Entrada da Lagoa de Decantação e na Saída da Lagoa Facultativa 3 da Estação de Tratamento de Chorume**

Lagoas	Coliformes Totais	Coliformes Termotolerantes	Desnitrificantes
Decantação (entrada)	$1,6 \times 10^8$	$9,0 \times 10^7$	$1,1 \times 10^4$
Facultativa 3 (saída)	$1,6 \times 10^6$	$7,0 \times 10^4$	$\geq 2,4 \times 10^4$

### CONCLUSÕES

Baseado nos estudos relatados pode-se considerar que:

Nos meses de déficit hídrico, a relação DBO/DQO, na entrada da ETC, apresenta valores médios aproximados de 0,15 tendendo o chorume a recalcitrância, mas ainda indicando a presença de elementos medianamente degradáveis, tornando o sistema biológico suficiente. Já para os meses de excedente hídrico, a relação DBO/DQO apresenta valores médios aproximados de 0,35 indicando também a presença de elementos medianamente degradáveis;

Através de uma linha de tendência linear da relação DBO/DQO versus precipitação observa-se uma estreita relação da precipitação com a relação DBO/DQO (94%). Sugere-se que tal fato possa ter ocorrido devido ao processo de oxidação de alguns elementos encontrados na DQO (como por exemplo, sulfetos e ferro) ou pela diminuição de elementos tóxicos (metais pesados), podendo favorecer o desenvolvimento da flora microbiana aeróbia decompositora, aumentando, conseqüentemente, o índice de DBO.



## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

O pH alcalino desde a LD, e seu aumento em LF1, é certamente o fator preponderante para a precipitação de carbonatos e de sulfatos, estes últimos por intervenção bacteriana;

Baixas quantidades de MO são precipitadas na LA e na LF1 em função do baixo tempo de detenção hidráulico, bem como a presença de elementos inertes e/ou de difícil biodegradação sobre o lodo;

O NMP de bactérias desnitrificantes ( $1,6 \times 10^4$  NMP/100mL) foi mais alto na Lagoa de Decantação no mês de abril, enquanto que nos meses de maio e junho a Lagoa Facultativa 3 apresentou os maiores valores de NMP ( $\geq 2,4 \times 10^4$  NMP/100mL). Esta maior quantificação de bactérias nesta última Lagoa, possivelmente decorreu do pH elevado durante o tratamento (7,14 a 7,65), precipitando substâncias tóxicas bacterianas (metais pesados).

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BARLAZ, M.A. Microbiology of Solid Waste Landfills. In: PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. **Microbiology of Solid Waste**. Nova York: CRC Press, p. 32-66, 1996
2. BRAGA, B.; IVANILDO, H.; JOÃO, G. L. C.; MÁRIO, T. L. B.; MILTON, S.; MONICA, P.; NELSON, N.; NEUSA, J. ; SÉRGIO, E.; **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.
3. BRANCO, S.M., A água e o homem. Hidrologia Ambiental, v. 3. São Paulo: Edusp – Editora da Universidade de São Paulo, 1991.
4. DI BERNARDO, L., Tratamento de água para abastecimento por filtração direta. Rio de Janeiro. ABES, 2003.
5. JUCÁ, J.F.T; MELO, V. L. A.; BELTRÃO, K. G. Q. B.; Paes, R. F. C. Sistema de Tratamento de Chorume Proposto para o Aterro da Muribeca, Pernambuco – Brasil.2002.
6. LIMA, M.A.G.; ARAÚJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T.; MONTEIRO, V.E.D. & UCHÔA, C. Tecnologia e Monitoramento Ambiental. In Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos. In: IV SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS – ABES, 2000, Recife. p.398-401.
7. LINS, M. C. M.; SOUZA, R. G.; LIMA, M. A. G. A.; ARAÚJO, J. M.; Avaliação Quantitativa de Bactérias Desnitrificantes do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE, In: III Congresso Nacional de Meio Ambiente, 131., 2004, Salvador – BA. **Anais**, , Salvador: UFBA, 2004, p.31-313.
8. LINS, E. A. M., A Utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca. Recife, 2003. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco.
9. GERHARDT, P.; MURRAY, R. G. E.; WOOD, W. A.; KRIEG, N. R. **Manual of Methods for General Bacteriology**. American Society for Microbiology, Washington, 1994.
10. RAMOS, J. B., MENOR, E. A., JUCÁ, J. F. T., LINS, E. A. M. 4th international Syposium, Leachate Particulate Analysis: A New Approach The Muribeca Case, Búzios, Rio de Janeiro, Cd-Rom, 2004.
11. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20ed., Washington, APHA, AWWA, WEF, 1998.
12. ZELHNDER, A.J.B. Ecology of Methane Formation. In: MITCHELL, R. (Ed.). **Water Pollution Microbiology**. V. 2, John Willy & Sons, Nova York, p. 349-376, 1978.