

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL  
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**



**AVALIAÇÃO DO MÉTODO DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA  
ASSOCIADO AO STRIPPING DE AMÔNIA NO TRATAMENTO  
DO LIXIVIADO DO ATERRO DA MURIBECA-PE.**

**FABRÍCIA MARIA SANTANA SILVA**

**RECIFE, JULHO DE 2008**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**Fabrcia Maria Santana Silva**

**AVALIAÇÃO DO MÉTODO DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA  
ASSOCIADO AO STRIPPING DE AMÔNIA NO TRATAMENTO  
DO LIXIVIADO DO ATERRO DA MURIBECA-PE.**

Dissertação submetida ao corpo docente da Coordenação dos Programas de Pós-graduação da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá

Co-orientador: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

**RECIFE, JULHO DE 2008**

**S586a Santana-Silva, Fabrícia Maria.**

Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca-PE / Fabrícia Maria Santana Silva - Recife: O Autor, 2008.

vi, 117 folhas, il., gráfs., tabs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2008.

Inclui Bibliografia.

1. Lixiviado. 2. Precipitação química. 3. Hidróxido de Cálcio. 4. *Stripping* de Amônia. 5. Resíduos Sólidos Urbanos. I. Título.

**624 CDD (22. ed.)**

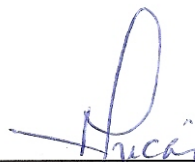
**UFPE  
BCTG / 2008 - 248**

**AVALIAÇÃO DO MÉTODO DE PRECIPITAÇÃO QUÍMICA ASSOCIADO AO STRIPPING DE AMÔNIA NO TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO DA MURIBECA-PE.**

Fabrcia Maria Santana Silva

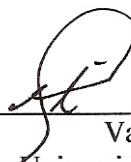
DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE INTEGRANTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL

Aprovada por:



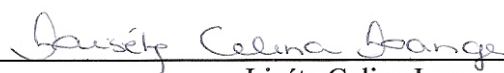
---

José Fernando Thomé Jucá, D.Sc.  
(Orientador - Universidade Federal de Pernambuco)



---

Valderi Duarte Leite, D.Sc.  
(Co-orientador - Universidade Estadual da Paraíba)



---

Lisete Celina Lange, Ph.D.  
(Examinadora externa - Universidade Federal de Minas Gerais)



---

Maria de Los Angeles Perez Palha, D.Sc.  
(Examinadora externa - Universidade Federal de Pernambuco)

Recife, PE – Brasil  
Julho de 2008

*"A satisfação está no esforço feito para alcançar o objetivo, e não em tê-lo alcançado".*

*Ghandi*

*Dedico este trabalho a meus pais, **Ivan Pereira e Léa Cimone**, que dedicaram sua vida a proporcionar aos filhos todo o necessário para a realização dos seus sonhos.*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por permitir mais esta conquista em minha vida, minha gratidão.

À minha família, especialmente meus pais, que sempre estiveram ao meu lado em todos os momentos de minha vida, nunca deixando faltar amor, compreensão e incentivo nas minhas decisões.

A Jorge Cavalcanti, pelo amor, paciência, companheirismo dedicado em todos os momentos e principalmente por me incentivar a prosseguir em busca dos meus objetivos.

A todos os amigos, pelo apoio incondicional, incentivo e compreensão nos momentos de ausência.

Ao orientador, Prof. José Fernando Thomé Jucá, pela confiança e por ter me dado à oportunidade de fazer parte do seu grupo de Pesquisa GRS.

Ao Prof. Valderi Leite, pelo grande apoio e pelas valiosas sugestões, visando sempre o melhor desenvolvimento desta pesquisa.

À Profa. Maria de Los Angeles, pela amizade, apoio e valiosas contribuições que incrementaram esta dissertação.

Às minhas amigas e fiéis colaboradoras, Ingrid Alves e Cecília Lins, pela ajuda, incentivo, companheirismo em todos os bons e maus momentos vividos durante o período do mestrado e principalmente pela sincera amizade. Obrigada meninas!

A Eduardo Lins, pela amizade, pelas palavras de conforto nas horas difíceis e pela ajuda indispensável na realização desta pesquisa.

Aos amigos, Rodrigo, Alessandra, Éricka e Natália, pela amizade e inúmeros momentos de descontração dentro e fora do laboratório.

A Joácio Moraes, pela atenção e valiosa ajuda dada para o melhoramento deste trabalho.

A Antônio Brito, pelo carinho e imensurável disposição em ajudar.

Aos bolsistas de iniciação científica, especialmente a Rafael e a Marcello Vitor, pela colaboração nas análises realizadas no laboratório do Grupo de GRS.

A todos que fazem parte do Grupo de Resíduos Sólidos - GRS, pela amizade e troca de experiências.

A CAPES pelo financiamento concedido.

Ao PROSAB/FINEP pelo suporte financeiro para o desenvolvimento desta pesquisa.

E a todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para o êxito deste trabalho.



## RESUMO

O potencial poluidor do lixiviado está ligado às altas concentrações de contaminantes orgânicos e de substâncias tóxicas, como o nitrogênio amoniacal. O descarte inadequado deste efluente pode causar sérios problemas ambientais, principalmente para os corpos hídricos. O desenvolvimento de métodos de tratamento mais eficientes e de baixo custo para o lixiviado de aterros sanitários é um grande desafio, visto que esse tratamento apresenta inúmeras dificuldades devido à dinâmica das características qualitativas e quantitativas desse tipo de efluente. O presente trabalho consiste na avaliação do método de precipitação química associado ao *stripping* de amônia no tratamento de lixiviados gerados no Aterro da Muribeca-PE. No primeiro momento foi determinada a melhor dosagem de hidróxido de cálcio para remoção, principalmente, de cor do lixiviado e posteriormente, foi examinada essencialmente a remoção de nitrogênio amoniacal por injeção de ar. Paralelamente, a remoção de outros contaminantes orgânicos e inorgânicos foram analisadas nestas duas formas de tratamento. Os resultados mostram que o tratamento com precipitação química, utilizando concentrações de 15 e 35g/L de hidróxido de cálcio, proporcionou um grande potencial para remoção de turbidez e cor, resultando em remoções superiores a 50 e 60%, respectivamente. Dentre os parâmetros físico-químicos analisados, é dado destaque à baixa remoção de matéria orgânica (28,6% de DQO e 35,7% de DBO<sub>5</sub>) verificada após o processo. Na etapa posterior à precipitação química e estando o lixiviado previamente alcalinizado, o efluente foi submetido ao *stripping* com e sem aeração. Os melhores resultados foram obtidos com uma vazão de ar de 5 L/min por litro de lixiviado, pH 12 a uma temperatura constante de 26 °C e um tempo de aeração de 12 horas, alcançando uma eficiência de remoção superior a 90% de nitrogênio amoniacal. Adicionalmente, foram verificadas significativas remoções de DQO e alcalinidade nas mesmas condições. A associação dos dois métodos físico-químicos promoveu uma remoção significativa de cor, DQO, amônia e alcalinidade, melhorando a tratabilidade biológica dos lixiviados estudados. O resultado final foi um efluente com melhor biodegradabilidade e baixa toxicidade.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lixiviado; Precipitação química; Hidróxido de cálcio; *Stripping* de amônia e Resíduos sólidos urbanos.

## ABSTRACT

Leachate pollution potential is linked to high concentration of organic contaminants and toxic substances, such as ammoniacal nitrogen. An inadequate discharge of the effluent may cause serious environmental issues, mainly to hydric resources. The development of efficient treatment methods for landfill leachate with low cost is a great challenge. This kind of treatment presents many difficulties because of the dynamics of qualitative and quantitative characteristics of the leachate. This project consists in the evaluation of the chemical precipitation method associated to the ammonia stripping in the treatment of Muribeca's landfill leachate. At first, it was determined the best dosage of calcium hydroxide for the removal of the color of the leachate. Then the removal of ammoniacal nitrogen was examined through air injection. Aside of it, the removal of other organic and inorganic contaminants were analyzed for these two ways of treatment. The results have shown that chemical precipitation treatment, with concentrations of 15 and 35g/L of calcium hydroxide, have provided a great potential of color and turbidity removal, resulting removals superior to 50 and 60%, respectively. In between the physicochemical parameters analyzed, it is highlighted the low removal of organic matter (28,6% of COD and 35,7% of BOD<sub>5</sub>) verified after the procedure. On the stage after the chemical precipitation and with the leachate previously alkalinized, the effluent was submitted to the stripping with and without air. The best results were found with an air flow of 5 L/min per liter of leachate, pH 12 with a constant temperature of 26 °C and an aeration period of 12 hours. A removal efficiency superior to 90% of ammoniacal nitrogen was reached. In addition to it, it was verified significative removals of COD and alkalinity in the same conditions. The association of both physicochemical methods promoted a significative removal of color, COD, ammonia and alkalinity, improving the biological treatment process of the studied leachate. The final result was an effluent with better biodegradability and low toxicity.

**Keywords:** Leachate; Chemical precipitation; Calcium hydroxide; Ammonia stripping and Municipal solid waste.

## SÚMARIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>i</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>iii</b>
<b>LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....</b>	<b>v</b>
<b>CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. Considerações gerais .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Justificativa .....</b>	<b>3</b>
<b>1.3 Objetivos.....</b>	<b>4</b>
1.3.1 Objetivo Geral.....	4
1.3.2 Objetivos específicos .....	4
<b>1.4 Estrutura do trabalho .....</b>	<b>4</b>
<b>CAPÍTULO 2 - REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>6</b>
<b>2.1 Geração de lixiviado em aterros de resíduos sólidos urbanos .....</b>	<b>6</b>
2.1.1 Definição e Formação do lixiviado .....	6
2.1.2 Características e composição do lixiviado .....	8
<b>2.2. Tratamento de lixiviado .....</b>	<b>16</b>
2.2.1 Sistemas Fundamentados na transferência de lixiviado.....	17
2.2.1.1 <i>Recirculação.....</i>	<i>17</i>
2.2.1.2 <i>Evaporação .....</i>	<i>18</i>
2.2.1.3 <i>Tratamento combinado com esgoto doméstico .....</i>	<i>19</i>
2.2.2 Sistemas Fundamentados em métodos biológicos .....	19
2.2.2.1 <i>Métodos biológicos aeróbios .....</i>	<i>20</i>
2.2.2.2 <i>Métodos biológicos anaeróbios .....</i>	<i>22</i>
2.2.2.3 <i>Lagoas facultativas .....</i>	<i>23</i>
2.2.3 Sistema alternativo .....	24
2.2.3.1 <i>Wetlands.....</i>	<i>24</i>
2.2.3.2 <i>Sistema Bioquímico .....</i>	<i>25</i>
2.2.4 Sistemas de Tratamento Fundamentados em Métodos físicos e químicos .....	26

2.2.4.1	<i>Coagulação/Floculação</i>	26
2.2.4.2	<i>Adsorção</i>	27
2.2.4.3	<i>Processos Empregando Membranas</i>	27
2.2.4.4	<i>Processos Oxidativos Avançados</i>	28
2.2.4.5	<i>Precipitação química</i>	29
2.2.4.6	<i>Stripping de amônia ou arraste com ar</i>	35
2.2.4.6.1	<i>Nitrogênio amoniacal</i>	35
2.2.4.6.2	<i>Conceito e método</i>	39
<b>CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS</b>		<b>46</b>
<b>3.1. Descrição da área de estudo</b>		<b>46</b>
<b>3.2 Coleta e preservação das amostras</b>		<b>47</b>
<b>3.3 Caracterização do lixiviado</b>		<b>48</b>
<b>3.4 Tratamento do lixiviado</b>		<b>49</b>
3.4.1	<i>Precipitação química</i>	50
3.4.1.1	<i>Caracterização das cales</i>	50
3.4.1.2	<i>Ensaio preliminares</i>	52
3.4.1.3	<i>Otimização da dosagem de hidróxido de cálcio</i>	53
3.4.2	<i>Stripping de amônia</i>	54
3.4.3	<i>Lodo</i>	55
3.4.3.1	<i>Determinação do volume e massa do lodo</i>	55
3.4.3.2	<i>Caracterização quanto à periculosidade</i>	56
<b>CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>		<b>57</b>
<b>4.1 Caracterização das amostras de lixiviado</b>		<b>57</b>
<b>4.2. Precipitação química</b>		<b>62</b>
4.2.1	<i>Ensaio preliminares</i>	62
4.2.2	<i>Otimização da dosagem de hidróxido de cálcio</i>	65
4.2.2.1	<i>Cor e pH</i>	65
4.2.2.2	<i>Turbidez</i>	71
4.2.2.3	<i>DBO e DQO</i>	72
4.2.2.4	<i>Fósforo e Nitrogênio</i>	75
4.2.2.5	<i>Alcalinidade</i>	77
4.2.2.6	<i>Condutividade elétrica</i>	78

4.2.2.7 Metais Pesados .....	80
<b>4.3 Stripping .....</b>	<b>82</b>
4.3.1. Nitrogênio amoniacal .....	82
4.3.2. DQO .....	85
4.3.3. Alcalinidade Total .....	86
4.3.4. pH.....	88
<b>4.4 Métodos Físico-Químicos Combinados .....</b>	<b>89</b>
<b>4.5 Lodo .....</b>	<b>91</b>
<b>CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....</b>	<b>94</b>
<b>5.1 Conclusão .....</b>	<b>94</b>
<b>5.2 Sugestões para novas pesquisas.....</b>	<b>95</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>97</b>
<b>ANEXO I.....</b>	<b>111</b>
<b>ANEXO II .....</b>	<b>112</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 2.1.</b> Fontes de umidades que contribuem para a formação do lixiviado em aterros (ALCÂNTARA, 2007).....	7
<b>Figura 2.2.</b> Fluxograma das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (MELO (2003) <i>apud</i> ALVES (2005)). .....	10
<b>Figura 2.3.</b> Fases da degradação dos resíduos sólidos (I – ajustamento inicial; II – fase de transição; III – fase ácida; IV – fermentação metanogênica; e V – fase de maturação) (COTRIM, 1997 <i>apud</i> BIDONE & POVINELLI, 1999).....	12
<b>Figura 2.4.</b> Representação esquemática do biofilme aderido ao meio suporte (Adaptado de CASAGRANDE, 2006). .....	21
<b>Figura 2.5.</b> Esquema de uma lagoa facultativa (Adaptado de SÁ, 2006). .....	24
<b>Figura 2.6.</b> Desenho esquemático do SBQ (BELTRÃO <i>et al.</i> , 2005). .....	25
<b>Figura 2.7.</b> Distribuição da amônia ( $\text{NH}_3$ ) e íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em função do pH (METCALF & EDDY, 2003). .....	36
<b>Figura 2.8.</b> Esquema do sistema utilizado para o <i>stripping</i> de amônia (SILVA, 2002). .....	41
<b>Figura 2.9.</b> Torres empacotadas para o tratamento de lixiviado por <i>stripping</i> (LEITE <i>et al.</i> , 2007).....	43
<b>Figura 2.10.</b> Reatores de <i>stripping</i> em série com o sistema de agitação (LEITE, 2007).....	44
<b>Figura 3.1.</b> Vista aérea do Aterro da Muribeca e a da Estação de Tratamento de Lixiviado. ....	47
<b>Figura 3.2.</b> Ponto de coleta - Caixa de vazão (a) e armazenamento das amostras em recipientes de polietileno (b). .....	48
<b>Figura 3.3.</b> Representação esquemática do procedimento experimental adotado para o tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca. ....	50
<b>Figura 3.4.</b> Mesa agitadora utilizada nos ensaios de seleção do agente precipitante.....	52
<b>Figura 3.5.</b> Equipamento de <i>jar test</i> utilizado nos ensaios de precipitação química. ....	53
<b>Figura 3.6.</b> Esquema do procedimento utilizado para a realização do <i>stripping</i> de amônia. ....	55
<b>Figura 3.7.</b> Cone de Imhoff utilizado para a determinação do volume do lodo.....	56
<b>Figura 4.1.</b> Perfis de remoção de cor do lixiviado em função da concentração de diferentes marcas de hidróxido de cálcio. ....	63
<b>Figura 4.2.</b> Perfis de remoção de turbidez do lixiviado em função da concentração de diferentes marcas de hidróxido de cálcio. ....	64

<b>Figura 4.3.</b> Gráficos e Fotografias ilustrativas da remoção gradual de cor em diferentes amostras de lixiviado analisadas ( a – Amostra 2, b – Amostra 3 e c - Amostra 4 ) promovida pelo aumento progressivo da concentração de hidróxido de cálcio. ....	67
<b>Figura 4.4.</b> Lixiviado antes (à esquerda) e pós tratado por precipitação química com hidróxido de cálcio (à direita). ....	68
<b>Figura 4.5.</b> Comportamento do pH para cada uma das amostras analisadas, em função das dosagens de hidróxido de cálcio. ....	71
<b>Figura 4.6.</b> Remoção de turbidez obtida para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando $\text{Ca(OH)}_2$ . ....	71
<b>Figura 4.7.</b> Remoções de DBO (a) e DQO (b) obtidas para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando $\text{Ca(OH)}_2$ . ....	73
<b>Figura 4.8.</b> Remoções de fósforo (a) e nitrogênio (b) obtidas para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando $\text{Ca(OH)}_2$ . ....	76
<b>Figura 4.9.</b> Remoção de alcalinidade obtida para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando $\text{Ca(OH)}_2$ . ....	77
<b>Figura 4.10.</b> Redução de condutividade obtida para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando $\text{Ca(OH)}_2$ . ....	79
<b>Figura 4.11.</b> Variação média da concentração (a) e remoção (b) de nitrogênio amoniacal para diferentes aerações ao longo do período de monitoramento para lixiviado pré-tratado com $\text{Ca(OH)}_2$ . ....	83
<b>Figura 4.12.</b> Variação média da concentração (a) e remoção (b) de DQO para diferentes aerações ao longo do período de monitoramento para lixiviado pré-tratado com $\text{Ca(OH)}_2$ . ..	86
<b>Figura 4.13.</b> Variação média da concentração (a) e remoção (b) de alcalinidade para diferentes aerações ao longo do período de monitoramento para lixiviado pré-tratado com $\text{Ca(OH)}_2$ . ....	87
<b>Figura 4.14.</b> Variação média do comportamento do pH ao longo do período de monitoramento. ....	88
<b>Figura 4.15.</b> Comparação dos valores de remoção média, referentes aos parâmetros nitrogênio amoniacal, DQO e alcalinidade, para cada um dos métodos físico-químicos empregados isoladamente e combinados. ....	90
<b>Figura 4.16.</b> Aspecto do lodo gerado no tratamento com precipitação química após secagem a temperatura de 30-35 °C por aproximadamente uma semana. ....	92

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 2.1.</b> Fases e ocorrências durante a degradação da matéria orgânica. ....	11
<b>Tabela 2.2.</b> Estabilidade do aterro em função da relação DBO/DQO. ....	15
<b>Tabela 2.3.</b> Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros. ....	16
<b>Tabela 2.4.</b> Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em relação aos processos aeróbios, verificado para efluentes domésticos. ....	22
<b>Tabela 2.5.</b> Diâmetro de poros e exemplos do uso de membranas. ....	28
<b>Tabela 2.6.</b> Sistemas utilizados no POA. ....	29
<b>Tabela 2.7.</b> Resultados de alguns estudos que demonstraram a remoção de DQO utilizando hidróxido de cálcio como agente precipitante. ....	35
<b>Tabela 2.8.</b> Propriedades gerais da amônia. ....	37
<b>Tabela 3.1.</b> Parâmetros referentes à caracterização das amostras de lixiviado. ....	49
<b>Tabela 3.2.</b> Descrição das diferentes marcas comerciais de hidróxido de cálcio avaliadas na pesquisa. ....	51
<b>Tabela 3.3.</b> Caracterização das diferentes marcas comerciais de hidróxido de cálcio avaliadas na pesquisa. ....	51
<b>Tabela 4.1.</b> Resultado da caracterização das diferentes amostras coletadas no período de 2007 e 2008. ....	57
<b>Tabela 4.2.</b> Resultados das análises de metais presentes nas amostras brutas de lixiviado e os respectivos limites de lançamento para efluentes em corpos receptores. ....	61
<b>Tabela 4.3.</b> Ensaio de precipitação química mediante adição de diferentes concentrações de hidróxido de cálcio para remoção de cor: característica do lixiviado, consumo e eficiência de remoção. ....	66
<b>Tabela 4.4.</b> Resultados de Sólidos Suspensos Totais nas amostras de lixiviado bruto, após a precipitação química com $\text{Ca(OH)}_2$ e eficiência de remoção do tratamento. ....	72
<b>Tabela 4.5.</b> Resultados de Sólidos Dissolvidos Totais nas amostras de lixiviado bruto, após a precipitação química com $\text{Ca(OH)}_2$ e eficiência de remoção do tratamento. ....	79
<b>Tabela 4.6.</b> Resultados das análises de metais pesados presentes nas amostras brutas de lixiviado e tratadas com precipitação química e, os respectivos limites de lançamento para efluentes em corpos receptores. ....	80
<b>Tabela 4.7.</b> Remoção de metais pesados obtida para as diferentes amostras de lixiviado após o tratamento por precipitação química utilizando $\text{Ca(OH)}_2$ . ....	81



**Tabela 4.8.** Variação média dos valores de concentrações e remoção referentes aos parâmetros avaliados nas amostras de lixiviado brutas e após o tratamento com os métodos físico-químicos isolados e combinados..... 89

**Tabela 4.9.** Resultado relativos a quantidade de lodo gerado nos ensaios de precipitação química (volume e massa)..... 92

## LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas.
AL <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Óxido de alumínio
Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Bicarbonato de cálcio
Ca(OH) <sub>2</sub>	Hidróxido de cálcio
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de cálcio
CaO	Óxido de cálcio ou cal virgem
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente.
COT	Carbono orgânico total
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio após 5 dias
DBO/DQO	Razão de Biodegradabilidade
DQO	Demanda Química de Oxigênio.
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Óxido de ferro (III)
g/mol/L	Gramas mol por Litro
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peróxido de hidrogênio
K <sub>2</sub> O	Óxido de potássio
Kg/m <sup>3</sup>	Quilogramas por metros cúbicos
MgO	Óxido de magnésio
MnO	Óxido de manganês
Na <sub>2</sub> O	Óxido de sódio
NBR	Norma Brasileira
NH <sub>3</sub>	Amônia livre
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Amônia ionizada ou íon amônio
NTU	Unidade de Turbidez Nefelométrica
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Óxido de fósforo
PF	Perda ao fogo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Fosfato
rpm	Rotação por minuto
SDT	Sólidos dissolvidos totais.
SiO <sub>2</sub>	Óxido de silício
SMEWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
SO <sub>3</sub>	Trióxido de enxofre
SrO	Óxido de estrôncio
SST	Sólidos suspensos totais.
ST	Sólidos Totais
TiO <sub>2</sub>	Dióxido de titânio

ZnO	Óxido de zinco
°C	Grau Celsius
μm	Micrometro
μS/cm	MiliSiemens por centímetro
%	Porcentagem

### 1. INTRODUÇÃO

#### 1.1. Considerações gerais

A aceleração do desenvolvimento e crescimento das populações urbanas impulsionam o aumento da geração e descarte de grandes volumes de resíduos sólidos, tornando-se esses um dos maiores problemas ambientais no mundo, principalmente em países em desenvolvimento como o Brasil.

O potencial contaminante dos resíduos sólidos urbanos torna-se evidente após a sua disposição em aterro sanitário, uma vez que após o seu aterramento esses resíduos são submetidos ao processo de biodegradação. Este processo compreende reações físico-químicas e biológicas que ocorrem no interior das células resultando na formação de líquidos e de gases (KELLY, 2002), principais vetores de contaminação ambiental. Durante a vida útil do aterro e após cessar o seu funcionamento é necessário que haja o monitoramento cuidadoso dos gases, bem como o emprego de técnicas de tratamento dos líquidos lixiviados (SILVA, 2002).

O lixiviado pode ser definido como o líquido resultante das reações de hidrólise que acontecem durante o processo de bioestabilização anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos, além da própria umidade residual do material orgânico e outras possíveis fontes de água que porventura possam vir a atravessar a massa de resíduo (LOPES, 2003). Este líquido, produzido indistintamente em aterros jovens e antigos, cujo potencial poluidor está ligado, entre outros fatores, aos elevados valores de carga orgânica, exige tratamento adequado para evitar que efeitos indesejados decorrentes de sua disposição “in natura” acarretem impactos negativos ao meio ambiente (solo, águas superficiais e subterrâneas) e sérios problemas de saúde pública.

As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado são bastante complexas e variáveis, uma vez que, além de depender das características dos resíduos aterrados são influenciadas pelas condições ambientais, pela forma de operação do aterro e, principalmente, pela dinâmica dos processos de decomposição que ocorrem no interior das células (EL FADEL *et al.*, 2002; KJELDSEN *et al.*, 2002). Assim, pode-se afirmar que a composição dos lixiviados de um aterro de resíduos sólidos é bastante diversificada,

podendo variar consideravelmente de um local para outro, como também em um mesmo local e entre uma e outra época do ano (REINHART & GROSH, 1998 *apud* PAES, 2003).

A variabilidade das características do lixiviado proveniente de diferentes aterros e de áreas com idades de aterramento distintas exige que métodos de tratamento sejam adaptáveis as variações de biodegradabilidade, as concentrações de substâncias presentes e volume gerado (VEIGA *et al.*, 2006). Neste contexto, o conhecimento da composição do lixiviado é fundamental para a escolha da melhor forma de tratamento para esse tipo de efluente.

A maioria dos aterros brasileiros não possui nenhum tipo de tratamento para o lixiviado ou o trata de maneira ineficiente. Desta forma, é relevante o desenvolvimento de técnicas de tratamento eficientes na remoção da carga poluidora do mesmo e que sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios (MANNARINO *et al.*, 2006).

Várias tecnologias de tratamento de lixiviado têm sido desenvolvidas, buscando a redução das concentrações de compostos orgânicos recalcitrantes (ex. substâncias húmicas), substâncias tóxicas como nitrogênio amoniacal, metais pesados, entre outras e visando principalmente enquadrá-lo dentro dos limites de descarte permitidos pela legislação. Devido à complexidade da matriz, muitas vezes para se obter uma melhor eficiência são empregados processos envolvendo a combinação de dois ou mais métodos para o tratamento desse tipo de efluente (TATSI *et al.*, 2003), sendo esses métodos classificados como físicos, químicos e biológicos.

De maneira geral, para lixiviado de aterro sanitário, as rotinas integradas envolvem a utilização de métodos biológicos e físico-químicos. Esses últimos objetivam o aumento da biodegradabilidade da matriz (pré-tratamento) ou a remediação de parâmetros que a rotina biológica não permite (polimento final) (MORAIS, 2005).

Elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal bem como a presença de substâncias orgânicas, que conferem ao lixiviado a coloração escura característica, são fatores limitantes para a eficiência dos métodos biológicos. Nesse contexto, os métodos físico-químicos tornam-se uma opção em potencial para o tratamento de lixiviado.

Dentre os métodos físico-químicos, a precipitação química utilizando hidróxido de cálcio ou cal hidratada vem sendo empregada com grande eficiência no tratamento de efluentes com elevadas concentrações de compostos orgânicos e metais pesados. A escolha dessa técnica consiste, entre outros fatores, na simplicidade do processo, no baixo custo e na disponibilidade do agente precipitante adotado (KURNIAWAN *et al.*, 2006b).

Adicionalmente, a aplicação do método de *stripping* ou arraste por ar para a redução das concentrações de nitrogênio amoniacal, na forma de amônia, tem sido muito eficiente. Altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar sérios problemas ambientais (eutrofização em corpos hídricos), além de aumentar a toxicidade do lixiviado. Segundo Veiga *et al.* (2006) o *stripping* condiciona o mesmo às condições mais favoráveis a biodegradabilidade para posterior tratamento biológico e atende as determinações ambientais legais de descarte, minimizando os impactos aos corpos receptores.

Diante do exposto, a presente pesquisa consiste na avaliação da aplicação dos métodos de precipitação química associado posteriormente ao *stripping* de amônia no pré-tratamento de lixiviado.

## 1.2 Justificativa

O desenvolvimento de métodos de tratamento mais eficientes e de baixo custo para o lixiviado de aterros sanitários é um grande desafio, visto que esse tratamento apresenta inúmeras dificuldades devido à dinâmica das características qualitativas e quantitativas desse tipo de efluente. Em função da complexidade do lixiviado e, conseqüentemente, da dificuldade de seu tratamento, diversas alternativas têm sido propostas e estudadas ao longo das últimas décadas visando à redução da contaminação provocada pela elevada concentração de matéria orgânica e inorgânica presentes nesse efluente. Dentre as alternativas, encontram-se os métodos de precipitação química, utilizando hidróxido de cálcio, e o *stripping* de amônia. Ambos merecem destaque por serem considerados métodos simples e, segundo a literatura, bastante eficientes.

Além disso, a presente pesquisa fez parte do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB 5 – Tema 3 (Resíduos Sólidos), inserido no projeto geral intitulado Estudo experimental do tratamento de lixiviado por diferentes tecnologias – Projeto-piloto.

### 1.3 Objetivos

#### 1.3.1 Objetivo Geral

A presente pesquisa teve como objetivo geral avaliar a eficiência do método de precipitação química utilizando o hidróxido de cálcio associado ao *stripping* de amônia no tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca - PE.

#### 1.3.2 Objetivos específicos

- Realizar a caracterização das amostras de lixiviado do Aterro da Muribeca-PE, através de análises físico-químicas;
- Avaliar a eficiência da aplicação do método de precipitação química como pré-tratamento de lixiviado, quanto à remoção de cor, através da obtenção de concentrações adequadas de hidróxido de cálcio para cada amostra de lixiviado estudada;
- Verificar o efeito das concentrações de hidróxido de cálcio encontradas sobre parâmetros físico-químicos relevantes em termos ambientais, tais como pH, turbidez, matéria orgânica, alcalinidade, nutrientes, condutividade, sólidos e metais pesados;
- Avaliar a eficiência do método de *stripping* no lixiviado pré-tratado com hidróxido de cálcio, através de utilização de diferentes vazões de ar para a remoção de nitrogênio amoniacal, DQO e alcalinidade, bem como variações de pH;

### 1.4 Estrutura do trabalho

Esta dissertação está subdividida em 5 capítulos. O capítulo 1 descreve o tema abordado, a indicação dos objetivos propostos, a justificativa do trabalho e a estrutura da dissertação.

O Capítulo 2 apresenta uma revisão bibliográfica referente à geração e tratamento de lixiviado em aterros de resíduos sólidos, abordando os estudos realizados por autores nacionais e internacionais sobre os métodos químico de precipitação química e físico de *stripping* de amônia.

O Capítulo 3 descreve a área de estudo e as metodologias empregadas em todas as etapas da pesquisa. Apresentam-se as metodologias utilizadas na caracterização das amostras de lixiviado, as empregadas nos ensaios em batelada em escala de laboratório referentes aos métodos de precipitação química e *stripping* e por fim, as realizadas para determinar algumas características do lodo resultante do tratamento.

No Capítulo 4 são apresentados os resultados obtidos com a aplicação dos dois métodos estudados, precipitação química e *stripping*, no tratamento de diferentes amostras de lixiviado, com as respectivas discussões dos temas abordados. Mostram-se também os resultados referentes ao lodo gerado após a precipitação química com hidróxido de cálcio.

Finalmente, o Capítulo 5 apresenta as conclusões e recomendações gerais para novas pesquisas.



## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 Geração de lixiviado em aterros de resíduos sólidos urbanos

#### 2.1.1 Definição e Formação do lixiviado

Chorume é o nome comumente utilizado para caracterizar o líquido gerado durante o processo da decomposição predominante anaeróbia de resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário (BIDONE & POVINELLI, 1999). No entanto, lixiviado ou percolado é a denominação atual dada à mistura de líquidos provenientes da umidade natural dos resíduos sólidos, da infiltração de água no aterro proveniente de fontes externas e de uma pequena quantidade de líquido oriunda do processo de biodegradação.

A formação de lixiviados é função da precipitação e da disponibilidade de água no local, das características dos resíduos depositados e do método de impermeabilização do aterro. De acordo com El-Fadel *et al.* (2002), os fatores que influenciam no processo de formação de lixiviados podem ser divididos naqueles que contribuem diretamente no teor de umidade do aterro (drenagem superficial, chuva, águas subterrâneas, conteúdo de umidade inicial, recirculação e a decomposição dos resíduos) e aqueles que afetam a distribuição da umidade dos resíduos aterrados (compactação, permeabilidade, granulometria, vegetação, camada de cobertura, impermeabilização, entre outros). Dentre as fontes que contribuem para a formação do lixiviado, a água da chuva que percola através da camada de cobertura é, sem dúvida, a mais relevante (D'ALMEIDA & VILHENA, 2000 *apud* ALCÂNTARA, 2007),

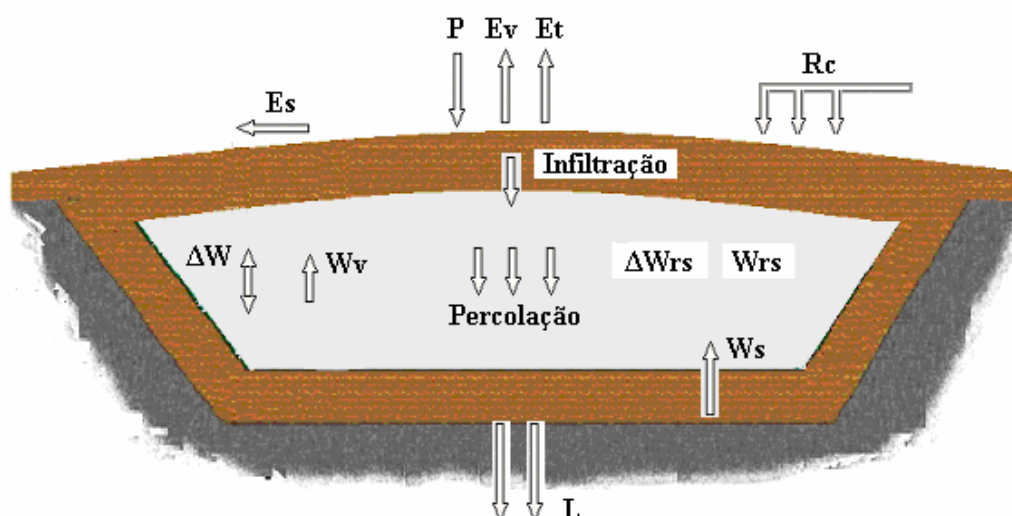
Nem toda a água que alcança a superfície do aterro se converte em lixiviado. Parte desta água se perde por escoamento superficial, se os resíduos do aterro estão cobertos superficialmente com solo, e pode ser tratada como água limpa. Outra parte da água se perde por evaporação direta do solo e transpiração vegetal. Ambos os processos normalmente se combinam e denomina-se evapotranspiração. O restante da água infiltrar-se-á na cobertura de solo e uma porção desta ficará retida no solo (MONTEIRO, 2003). Teoricamente, nenhum lixiviado será formado até, que a umidade do meio exceda a capacidade de campo, que de acordo com Velásquez *et al.* (2003) *apud* Alcântara (2007) representa a quantidade de água provável que será retida pelos resíduos, antes da produção de lixiviado.

Segundo Lins (2003), os resíduos sólidos inicialmente agem como uma esponja, pois simplesmente absorvem a água. Entretanto, o material atinge um teor de umidade tal, onde ultrapassado inicia-se a produção de lixiviado, sendo esse conhecido como capacidade de campo ou de retenção que é definida como o máximo conteúdo de umidade que é retido num meio poroso sem produzir percolação. A capacidade de campo dos resíduos sólidos urbanos está diretamente relacionada com a composição física e peso específico do mesmo e o seu conhecimento é essencial para implementar um controle do teor total de umidade no aterro, uma vez que esse pode influenciar as condições de biodegradação e produção de metano.

O potencial de formação do lixiviado, segundo Alcântara (2007), pode ser avaliado através do balanço hídrico, ou seja, a diferença entre a soma de todas as frações de água que entram e saem do aterro, em um determinado intervalo de tempo. O autor descreve que a estimativa da produção de lixiviado em função da equação de balanço hídrico pode ser expressa pela Equação 2.1, cujos termos estão indicados na Figura 2.1.

$$L = (P + W_{rs} + W_s) - (E_v + E_t + E_s + W_v + \Delta W_{rs}) \pm \Delta W + R_c \quad (\text{Equação 2.1})$$

Onde: L = geração de lixiviado; P = precipitação;  $W_{rs}$  = água proveniente dos resíduos e do solo de cobertura;  $W_s$  = água subterrânea;  $E_s$  = escoamento superficial;  $E_v$  = evaporação;  $E_t$  = evapotranspiração;  $W_v$  = vapor d'água;  $\Delta W_{rs}$  = água retida nos resíduos e no solo de cobertura;  $\Delta W$  = consumo/produção de água proveniente de reações bioquímicas;  $R_c$  = recirculação de líquidos.



**Figura 2.1.** Fontes de umidades que contribuem para a formação do lixiviado em aterros (ALCÂNTARA, 2007).

Segundo Silva (2002) determinar o volume de lixiviado gerado em um aterro não é uma tarefa fácil, para tanto, vários pesquisadores vem estimando a produção do lixiviado com aplicação de modelos matemáticos. Porém, esta ferramenta ainda apresenta imprecisões decorrentes da diferença dos cenários para a aplicação do modelo e do grande número de variáveis envolvidas.

### 2.1.2 Características e composição do lixiviado

O estudo da composição de lixiviados tem sido objeto de diversas pesquisas, por se tratar de um efluente que requer tratamento especial e por ser, geralmente, é um dos maiores problemas enfrentados em um aterro sanitário. Este líquido contém, em concentrações variadas, compostos orgânicos polares, apolares, além de metais pesados que podem contaminar o meio ambiente e ser tóxicos aos seres vivos. Além disso, o estudo da evolução das características desse efluente ajuda a compreender e monitorar a evolução do processo de degradação dos resíduos sólidos (ALCÂNTARA, 2007).

Há inúmeros fatores que afetam as características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados, por exemplo: idade do aterro, composição e características dos resíduos aterrados (em função das características da população), conteúdo de umidade, precipitação pluviométrica, aspectos climáticos e hidrogeológicos, estações do ano, características do solo, tipo de operação e gerenciamento do aterro, atividade da flora microbiana, além das próprias condições internas do aterro (temperatura, conteúdo de umidade, fase de biodegradação entre outros) (EL-FADEL *et al.*, 2002; KARGI & PAMUKOGLU, 2003; RENO *et al.*, 2007).

A variação da composição química do lixiviado depende, dentre os fatores apresentados, da idade do aterro. Segundo Lins (2003), a composição do lixiviado varia com o transcorrer dos anos, de acordo com as fases de vida do aterro, nas quais compostos químicos podem surgir ou desaparecer. As transformações ocorridas durante a degradação da matéria orgânica contida nos resíduos sólidos são do tipo biológicas e podem realizar-se de forma aeróbia ou anaeróbia, segundo a disponibilidade de oxigênio.

Para uma melhor caracterização da composição qualitativa do lixiviado gerado em um aterro, é importante o conhecimento da fase do processo de degradação anaeróbia em que a matéria orgânica aterrada se encontra, uma vez que as características de cada fase influenciam diretamente na qualidade do lixiviado ao longo do processo de estabilização (CASTRO, 2001 *apud* PAES, 2003).

O ecossistema de um aterro é o resultado de interações complexas entre diferentes grupos microbianos e isso pode ser evidenciado pela cadeia degradativa, onde determinado substrato fornece produtos para um grupo e este para outro e assim sucessivamente (VILLAS BÔAS, 1990 *apud* ALVES, 2005). Essa diversidade de microrganismos encontradas nos RSU é dada por sua heterogeneidade que disponibiliza diversos substratos a esses grupos microbianos.

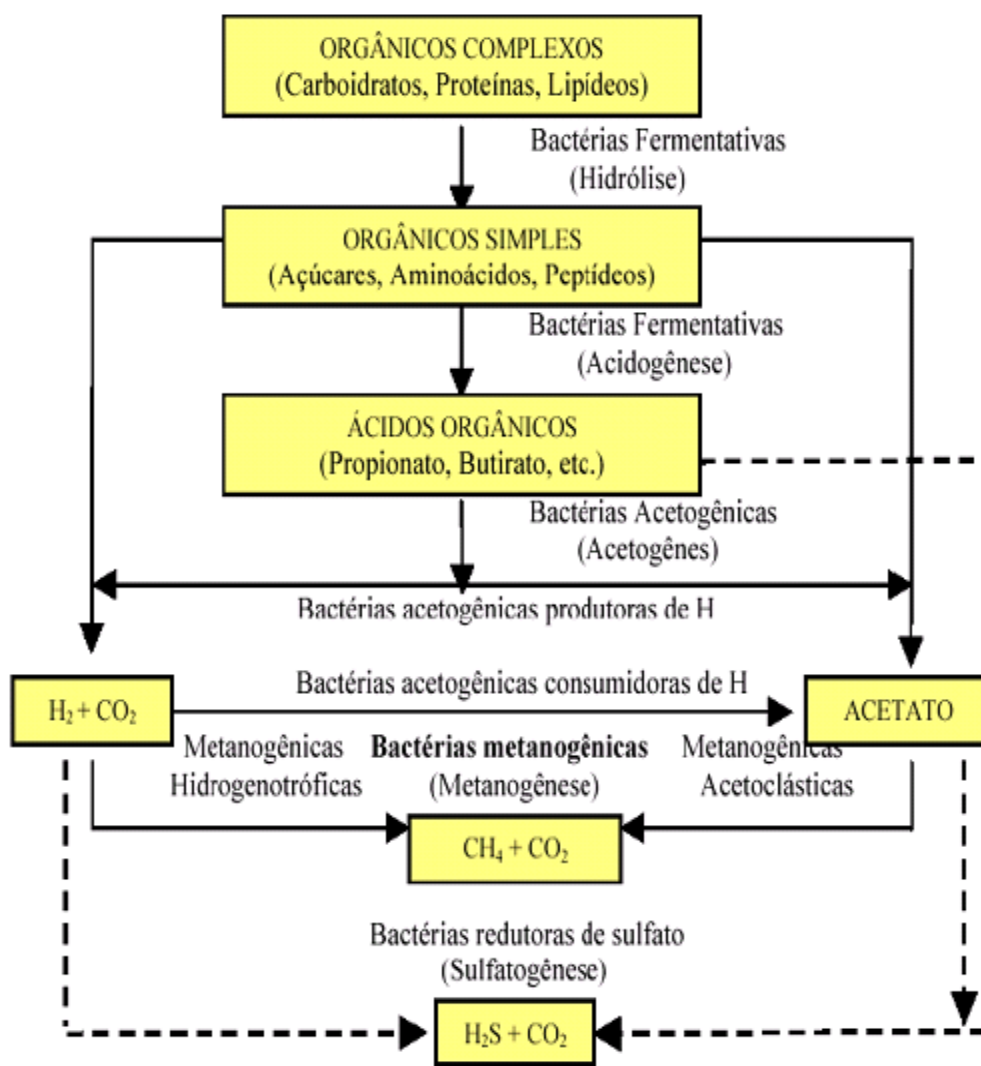
As reações de degradação da matéria orgânica acontecem seqüencialmente em cinco fases, compreendendo uma fase aeróbia e quatro fases anaeróbias com a formação do lixiviado e de biogás, principalmente o metano. A duração dessas fases depende das condições físicas, químicas e microbiológicas que se desenvolvem dentro do aterro ao longo do tempo (POHLAND & HARPER, 1985).

A fase aeróbia normalmente se estabelece logo após a deposição dos resíduos sólidos urbanos na célula do aterro, estendendo-se até um curto período após a execução do sistema de cobertura, quando ainda existe oxigênio livre no interior da massa de resíduos (MACIEL, 2003). Nesta fase, sob a ação de microrganismos aeróbios, ocorre à completa oxidação dos compostos orgânicos e a sua conversão em água, gás carbônico, sais minerais, materiais parcialmente degradáveis e biomassa, além de promover também uma elevação da temperatura do meio (MC BEAN *et al.*, 1995 *apud* MONTEIRO, 2003). Segundo Palmisano & Barlaz (1996), a fase aeróbia geralmente só chega a durar alguns dias.

O lixiviado formado durante a fase aeróbia é caracterizado pelo elevado teor de sais solúveis e teores relativamente pequenos de espécies orgânicas, provenientes da biodegradação aeróbia, sendo esse provavelmente resultado da umidade aterrada com os resíduos sólidos urbanos durante a compactação e construção das células (LU *et al.*, 1985 *apud* ALCÂNTARA, 2007; POHLAND & GOULD, 1986 *apud* PAES, 2003).

A fase anaeróbia de degradação caracteriza-se por ser mais longa e por só ocorrer na ausência de oxigênio. Quanto à bioestabilização dos resíduos sólidos na degradação anaeróbia, a mesma pode ser compreendida como a sucessão de quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994 e CHERNICHARO, 1997 *apud* PAES, 2003). Nestas etapas diversos grupos de microrganismos convertem matéria orgânica complexa em subprodutos orgânicos tais como metano, álcoois, sulfetos e amônia. Basicamente existem três tipos de grupos de bactérias que participam da decomposição anaeróbia: as fermentativas, as acetogênicas e as metanogênicas (MELO, 2003).

Na Figura 2.2 são ilustradas as fases de decomposição da matéria orgânica e suas respectivas rotas metabólicas.



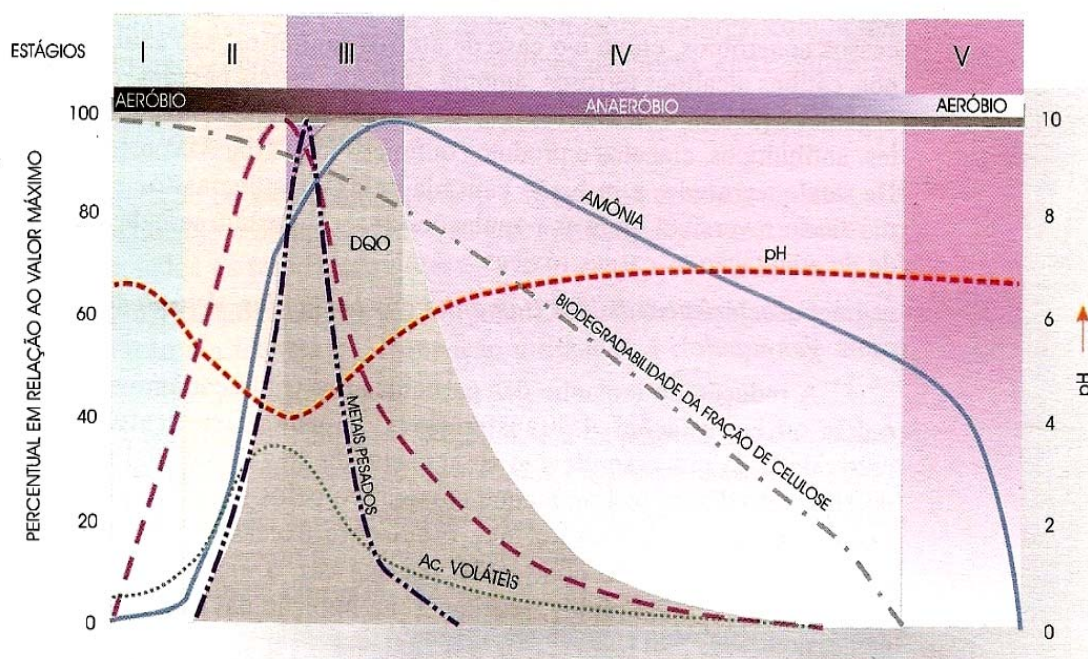
**Figura 2.2.** Fluxograma das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (MELO (2003) *apud* ALVES (2005)).

Bidone & Povinelli (1999) descrevem que são cinco as fases de transformação anaeróbia do material orgânico bruto em bioestabilizado nos aterros (Tabela 2.1). Segundo Tchobanoglus *et al.* (1993), as referidas fases de degradação em que se encontra a massa de resíduos biodegradáveis correspondem principalmente a geração de gases, entretanto elas também podem ser usadas para determinar o comportamento dos principais constituintes do lixiviado. As variações das características do lixiviado em função da idade e das fases de degradação são apresentadas na Figura 2.3.

**Tabela 2.1.** Fases e ocorrências durante a degradação da matéria orgânica.

Fases	Ocorrências
<b>I – Ajustamento Inicial</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Disposição dos resíduos sólidos no aterro com acúmulo de umidade;</li> <li>- Primeiros recalques;</li> <li>- Início dos processos de estabilização detectados por mudanças nos parâmetros ambientais.</li> </ul>
<b>II - Transição</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Formação do chorume;</li> <li>- Transição da fase aeróbia para a anaeróbia;</li> <li>- Estabelecimento das condições de óxido-redução;</li> <li>- Aparecimento dos ácidos voláteis.</li> </ul>
<b>III - Formação de ácidos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Predominância de ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa;</li> <li>- Decréscimo do pH;</li> <li>- Liberação de nutrientes com nitrogênios e fósforos que serão utilizados como suporte para o crescimento da biomassa;</li> <li>- Presença de gás hidrogênio.</li> </ul>
<b>IV - Fermentação metanogênica</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Produtos intermediários que aparecem durante a fase de formação de ácidos são convertidos em metano (CH<sub>4</sub>) e gás carbônico;</li> <li>- O pH retorna a condição tampão;</li> <li>- Potenciais redox com valores mais baixos;</li> <li>- Precipitação e complexação de metais;</li> <li>- Drástica redução de DQO com correspondente aumento na produção de gás.</li> </ul>
<b>V - Maturação final</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade;</li> <li>- Escassez de nutrientes e paralisação da produção de gás;</li> <li>- Predominância de condições ambientais naturais;</li> <li>- Aumento do valor do potencial redox com o aparecimento de oxigênio e espécies oxidadas;</li> <li>- Conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos microorganismos em substâncias húmicas complexadas com metais</li> </ul>

Fonte: Bidone & Povinelli, 1999 *apud* Lins (2003).



**Figura 2.3.** Fases da degradação dos resíduos sólidos (I – ajustamento inicial; II – fase de transição; III – fase ácida; IV – fermentação metanogênica; e V – fase de maturação) (COTRIM, 1997 *apud* BIDONE & POVINELLI, 1999).

De modo geral, durante a fase ácida de decomposição, na qual os ácidos graxos voláteis são os principais produtos de fermentação, é frequentemente observada uma queda nos valores de pH (valores entre 5,0 e 6,0) resultando em um lixiviado agressivo quimicamente. As mais altas concentrações de  $DBO_5$ , DQO e metais pesados ocorrem durante esta fase de formação de ácidos, além do rápido consumo de substratos e nutrientes. Estas são as principais características desta fase. À medida que o aterro torna-se maduro, inicia-se a fase metanogênica e nesse caso, amostra coletada apresentará valores de pH na faixa de 6.5 a 7.5, enquanto que os valores correspondentes as outras concentrações serão significativamente baixas. Nesta fase, os microrganismos convertem ácidos graxos voláteis em biogás e a fração orgânica do lixiviado torna-se recalcitrante, predominando compostos não biodegradáveis. O pH do lixiviado irá depender não somente da concentração de ácidos presentes, mas também da pressão parcial de  $CO_2$  no gás do aterro, que está em contato direto com esse líquido (POHLAND & GOULD, 1986 *apud* PAES, 2003; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; RENO *et al.*, 2007).

Segundo Paes (2003), o pH deveria ser ácido nas células contendo resíduos mais recentes e básico nas células mais antigas, que já estariam na fase metanogênica de degradação, porém isto nem sempre é verificado uma vez que dentro de uma mesma célula

ocorrem simultaneamente várias fases de decomposição devido às diferentes idades dos resíduos sólidos aterrados.

A composição do lixiviado pode variar amplamente em função das sucessivas fases de degradação. A divisão em fases facilita a compreensão dos processos de estabilização dos resíduos sólidos e seus impactos sobre as composições do lixiviado e das emissões gasosas, embora na prática, durante a vida ativa de um aterro, estas fases não são bem delimitadas. Isso porque células que recebem resíduos novos acabam causando uma grande variabilidade na idade do material aterrado, não sendo difícil encontrar estas fases ocorrendo simultaneamente em uma célula de aterro sanitário. Desta forma o lixiviado recebido na base do aterro, provindo de um conjunto de células, será de composição média e com características que tendem para a fase de degradação predominante na maior parte do aterro (MORAIS, 2005).

O lixiviado é um líquido de alto poder poluidor, cuja principal característica é a variabilidade de sua composição em decorrência do esgotamento progressivo da matéria orgânica biodegradável resultando em inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos. Christensen *et al.* (2001) propõem a classificação dos poluentes presentes no lixiviado de aterros sanitários em quatro grandes grupos:

1. Matéria orgânica dissolvida, expressa como demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT), incluindo CH<sub>4</sub>, ácidos graxos voláteis e mais compostos recalcitrantes, por exemplo, substâncias húmicas (ácidos húmicos e fúlvicos);
2. Macrocomponentes inorgânicos: cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), amônia (NH<sub>3</sub>), ferro (Fe), manganês (Mn), cloro (Cl), sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) e bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>).
3. Metais pesados: cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn);
4. Compostos orgânicos xenobióticos, presentes em baixas concentrações, que incluem uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos, compostos fenólicos e alifáticos clorados;

Além desses constituintes, os autores citam outros componentes encontrados em baixíssimas concentrações como boro (B), arsênio (As), selênio (Se), bário (Ba), lítio (Li), mercúrio (Hg) e cobalto (Co). Nesse tipo de efluente é possível também encontrar um



número elevado de bactérias, sendo as mais comuns: acetogênicas, redutoras de sulfato, desnitrificantes e espécies patogênicas como as pertencentes ao grupo coliforme (CHRISTENSEN *et al.*, 2001). No lixiviado são encontradas também *Archaeas* metanogênicas, microrganismos fundamentais no processo de digestão anaeróbia (BARLAZ *et al.*, 1989; PINTO, 2000). Além desses organismos são encontrados também cisto de protozoários e ovos de helmintos (PAES, 2003).

O lixiviado é considerado um efluente tóxico devido à presença de compostos recalcitrantes, metais pesados, elevadas concentrações de amônia e alcalinidade. Entretanto, segundo Clément *et al.* (1997), a toxicidade do lixiviado não pode ser associada a uma substância isoladamente e nem a soma de todas as substâncias presentes, mas sim ao efeito sinérgico entre as diferentes substâncias existentes nesse efluente.

Os parâmetros físico-químicos e biológicos mais freqüentemente utilizados para caracterizar o lixiviado são pH, DQO, DBO<sub>5</sub>, COT, Nitrogênio Kjeldhal Total (NKT) e amoniacal, alcalinidade, série de sólidos, ácidos orgânicos voláteis e metais pesados (CLÈMENT *et al.*, 1997; RENO *et al.*, 2007, BAUN *et al.*, 2004). Tais parâmetros são essenciais para controlar o descarte do lixiviado tratado nos corpos hídricos receptores. Dentre esses parâmetros pode-se destacar a DBO e DQO, pois a biodegradabilidade da matéria orgânica presente no lixiviado é comumente determinada pela relação DBO/DQO.

A relação DBO<sub>5</sub>/DQO pode sugerir o estágio de degradação dos resíduos sólidos e, conseqüentemente, indicar a maturidade do aterro e do lixiviado a qual decresce com o tempo. Aterros novos, cujo lixiviado apresenta grande quantidade de matéria orgânica de fácil biodegradação, a relação DBO<sub>5</sub>/DQO encontra-se na faixa de 0,4 a 0,6. Para aterros mais antigos, esta relação situa-se normalmente na faixa entre 0,05 e 0,2. A relação é menor porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente mais ácidos húmicos e fúlvicos, constituintes considerados recalcitrantes ou de difícil biodegradação (EL-FADEL *et al.*, 2002; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993).

Para alguns autores, o lixiviado pode ser classificado em novo (jovem), intermediário e estabilizado (velho) (BRAIG *et al.*, 1999). A Tabela 2.2 apresenta a estabilidade do aterro em função da relação DBO<sub>5</sub>/DQO.

**Tabela 2.2.** Estabilidade do aterro em função da relação DBO/DQO.

Relação DBO <sub>5</sub> /DQO	Características
> 0.5	Lixiviado biodegradável - Aterro novo, instável
0.1 – 0.5	Aterro moderadamente estável
< 0.1	Lixiviado pouco biodegradáveis - Aterro velho estável

Fonte: Adaptado de El-fadel *et al.* (2002).

A quantidade de substâncias químicas nos resíduos é finita e a qualidade do lixiviado alcança um limite de diversidade de seus componentes depois de aproximadamente 2 ou 3 anos, seguidos pelo declínio gradual nos anos seguintes (PAES, 2003). Ressalta-se que a composição físico-química dos lixiviados pode sofrer variações dependendo da idade do aterro.

Entre os problemas encontrados pelos projetistas nacionais, para se determinar o melhor método a ser aplicado para o tratamento de lixiviado, está à dificuldade de se encontrar dados concretos referentes à descrição das características físico-químicas dos lixiviados típicos de aterros sanitários brasileiros.

Solto & Povinelli (2007), reuniram dados disponíveis na literatura referentes a 25 aterros localizados em nove estados no Brasil, com o objetivo de elaborar uma caracterização do lixiviado de aterros brasileiros, já que as tabelas disponíveis em literatura usualmente apresentam dados oriundos do exterior, principalmente de clima temperado. Com base neste levantamento foram construídas distribuições de frequência que permitiram determinar as faixas mais prováveis de concentração para 30 variáveis físico-químicas do lixiviado, conforme a Tabela 2.3.

**Tabela 2.3.** Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78%
Alcalinidade total (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	750 - 11 400	750 - 7 100	69 %
Dureza (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	95 - 3 100	95 – 2 100	81 %
Condutividade (µS/cm)	2 950 - 25 000	2 950 - 17 660	77 %
DBO (mg/L)	< 20 - 30 000	< 20 - 8 600	75 %
DQO (mg/L)	190 – 80 000	190 - 22 300	83 %
Óleos e Graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63 %
Fenóis (mg/L de C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58 %
NTK (mg/L)	80 - 3 100	não há	-
N-amoniacal (mg/L)	0,4 - 3 000	0,4 - 1 800	72 %
N-orgânico (mg/L)	5 - 1 200	400 - 1 200	80 %
N-nitrito (mg/L)	0 - 50	0 - 15	69 %
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 – 3,5	69 %
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63 %
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78 %
Sulfato (mg/L)	0 - 5 400	0 - 1 800	77 %
Cloreto (mg/L)	500 - 5 200	500 - 3 000	72 %
Sólidos totais (mg/L)	3 200 - 21 900	3 200 a 14 400	79 %
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 - 20 000	630 - 5 000	60 %
Sólidos totais fixos (mg/L)	2 100 - 14 500	2 100 - 8 300	74 %
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2 800	5 - 700	68 %
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62 %
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67 %
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79 %
Cobre (mg/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61 %
Níquel (mg/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71 %
Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89 %
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065	67 %
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64 %
Zinco (mg/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70 %

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Souto & Povinelli, 2007.

## 2.2. Tratamento de lixiviado

A variabilidade das características do lixiviado torna os sistemas de tratamento complexos, pois inúmeros fatores interferem na escolha da melhor forma de tratar esse tipo de efluente. O tipo de tratamento para lixiviado adotado dependerá em primeiro lugar, das características do aterro e, em segundo lugar, da sua localização física e geográfica (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). Aparentemente, o tratamento para lixiviado novo e biodegradável provenientes de aterros novos apresenta maior dificuldade devido à

variabilidade das suas características físico, químicas e biológicas, diferente de lixiviado de aterros velhos com características mais estáveis.

A decisão quanto ao processo a ser adotado para o tratamento de lixiviado deve ser fundamentada em uma avaliação com critérios técnicos e econômicos, com a apreciação de parâmetros quantitativos e qualitativos, vinculados essencialmente à realidade em foco (LIMA *et al.*, 2005). De acordo com Souto & Povinelli (2007) as falhas na operação de uma estação de tratamento podem ser resultado da aplicação de tecnologia inapropriada ou do dimensionamento inadequado das unidades.

De maneira geral, não há tecnologia que, atuando isoladamente, consiga tratar o efluente tão complexo como o lixiviado. Os métodos convencionais de tratamento de lixiviado podem ser classificados em quatro grandes grupos: transferência de lixiviado – recirculação, evaporação e tratamento combinado com esgotos; métodos biológicos – aeróbios e anaeróbios; métodos físicos e químicos – adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, oxidação química, *air stripping* ou remoção de amônia por injeção de ar e filtração por membranas; e por fim, métodos alternativos – *wetlands* construídos e o sistema de barreira bioquímica. (RENOU *et al.* 2007; KURNIAWAN *et al.*, 2006b; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; IWAI, 2005; BELTRÃO, 2005).

Na pesquisa bibliográfica procurou-se abordar de forma breve algumas das técnicas usadas no tratamento de lixiviado, enfatizando os métodos de precipitação química e remoção de nitrogênio amoniacal por *stripping*, em função da suas especificidades, por serem os métodos estudados nesta pesquisa. Tais métodos serão apresentados nos Subitens 2.2.4.5 e 2.2.4.6.

## 2.2.1 Sistemas Fundamentados na transferência de lixiviado

### 2.2.1.1 Recirculação

A técnica de recirculação de lixiviado tem sido empregada como forma de acelerar o processo de estabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos, promovendo assim uma digestão anaeróbia mais rápida. Segundo Lagerkvist & Cossu (2005) a recirculação é uma combinação do tratamento dos resíduos sólidos com o pré-tratamento de lixiviado no interior do aterro.

A recirculação permite a manutenção da umidade dentro de uma faixa de 35-55%, no interior das células de resíduos sólidos, ótima para a atividade biológica e além disso reduz

as concentrações de poluentes e aumenta a mineralização dos resíduos (MAGNANI *et al.*, 2005).

Quando o lixiviado é recirculado os constituintes presentes na massa aterrada de resíduos sólidos são atenuados pela atividade biológica e por outras reações físico-químicas que ocorrem no interior do aterro, cujo benefício adicional é o aumento na geração de biogás (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

Muitos projetos utilizam a técnica de recirculação de lixiviado para diminuir a quantidade de líquidos a serem tratados, porém em épocas chuvosas o sistema pode chegar ao limite da sua capacidade. A recirculação de lixiviado deve ser aplicada quando se monitora a umidade ou grau de saturação dos resíduos sólidos urbanos, pois além de elevar seu peso específico, pode provocar inibição do processo de biodegradação (JUCÁ, 2003).

Segundo Pacheco (2004) as principais vantagens desse tipo de tratamento são: diminuição da carga orgânica do lixiviado; redução do volume produzido; melhoria na qualidade do gás produzido, com maior pressão parcial de metano. E como desvantagens: elevado custo, maior risco de contaminação ambiental e requer que o fluxo de lixiviado para o interior do aterro seja lento para não interferir na estabilização do talude.

#### 2.2.1.2 Evaporação

A evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado representa a eliminação de parte da fração líquida de seu conteúdo na forma de vapor. A transformação do líquido em vapor é regulada pela ação de fontes externas de energia, que podem ser naturais ou artificiais. Quando o sol é o agente responsável pela evaporação, o método é normalmente conduzido em lagoas e depende fundamentalmente das condições climáticas, como: temperatura, velocidade do vento e umidade. Se a fonte de energia for artificial, o processo é usualmente realizado em tanques de evaporação. O aspecto positivo mais destacado desse processo é a redução do volume de lixiviado, seja qual for o tipo de energia utilizada (BIDONE, 2007; REICHERT, 2007).

As maiores dificuldades e desvantagens da aplicação desta técnica são a poluição atmosférica que está associada ao mau cheiro gerado no processo e o aumento da concentração de sais solúveis (cloreto de sódio, por exemplo) nos resíduos. Os rejeitos formados nesse tipo de tratamento quando são depositados em células de aterro sanitário pode ocasionar aumento da concentração dos sais, inibindo a ação de microrganismos

característicos e, conseqüentemente, impedindo a degradação dos resíduos depositados (MORAIS, 2005).

### 2.2.1.3 Tratamento combinado com esgoto doméstico

Uma alternativa que vem sendo adotada freqüentemente é o co-tratamento do lixiviado em estações de tratamento de esgotos (ETE), devido à fácil manutenção e baixo custo de operação. Normalmente, a quantidade de lixiviado coletado nos aterros é bem menor que o volume tratado nas ETE's, de forma que mesmo apresentando uma concentração elevada de matéria orgânica, a diluição com o esgoto reduz significativamente o impacto sobre o processo. Entretanto, esta opção tem sido questionada devido à presença de compostos orgânicos inibitórios e de baixa biodegradabilidade no lixiviado, que podem reduzir a eficiência e aumentar a concentração do efluente. Apesar da conveniência, a concentração de determinados contaminantes, deve ser ponderada e monitorada (IWAI, 2005; RENO *et al.*, 2007).

Segundo Jucá (2003), em geral, as estações de tratamento de esgoto (ETE) não estão preparadas para receber um líquido com diversidade de substâncias e altas concentrações de componentes orgânicos e inorgânicos.

### 2.2.2 Sistemas Fundamentados em métodos biológicos

No Brasil, atualmente, os métodos biológicos são os mais empregados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Devido a sua confiabilidade e simplicidade os tratamentos biológicos são comumente usados para lixiviado contendo altas concentrações de DBO e DQO (RENO *et al.*, 2007).

Os métodos biológicos permitem tratar grandes volumes de efluente e tais métodos de tratamento são baseados na nutrição dos microrganismos com substrato poluente, podendo ser divididos em aeróbios e anaeróbios (PACHECO, 2004).

Os tratamentos biológicos têm sido eficientes na remoção de matéria orgânica para lixiviado novo, mas quando se trata de um lixiviado estabilizado, cuja fração orgânica é constituída por material pouco biodegradável, esse tratamento é pouco indicado (IWAI, 2005, RENO *et al.*, 2007).

Inúmeras dificuldades são encontradas ao utilizar este tipo de tratamento para lixiviado de aterro sanitário, como por exemplo, a vazão e carga orgânicas muito variáveis,

necessidade de uma grande área para implantação, inibição do crescimento microbiano em função dos metais pesados, altas concentrações de amônia, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável e, muitas vezes, o efluente tratado não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (ALVES & LANGE ; 2004, LANGE *et al.*, 2006).

### 2.2.2.1 Métodos biológicos aeróbios

#### a) Lodos Ativados

O tratamento por lodos ativados pode ser definido como um sistema no qual uma cultura heterogênea de microrganismos, continuamente recirculada, entra em contato com a matéria orgânica do efluente a ser tratado na presença de oxigênio. Estes microrganismos têm a capacidade de estabilizar e remover a matéria orgânica biodegradável. O processo pode ser inibido pela presença de substâncias tóxicas (principalmente a nitrificação) e pela variação de temperatura e do pH do lixiviado (FERREIRA *et al.*, 2001).

O princípio de depuração para lodos ativados com biomassa suspensa emprega como elementos ativos os flocos biológicos, os quais, em contato com substrato biodegradável e na presença de oxigênio, crescem e floculam. Os flocos biológicos são formados por consórcios de microrganismos (bactérias, fungos e protozoários) que configuram comunidades dinâmicas, cada uma das quais possui uma determinada finalidade nesse tratamento. O processo de sedimentação da biomassa, necessário para a separação do efluente tratado, só é possível graças à floculação (MORAIS, 2005).

O método de lodos ativados possui como principal vantagem a eficiência na remoção de parâmetros de poluição (Sólidos suspensos, DQO, DBO<sub>5</sub>, nutrientes, nitrogênio amoniacal por nitrificação e desnitrificação), porém apresenta algumas desvantagens tais como: necessidade de longos períodos de aeração; alto consumo de energia, sensibilidade a sobrecargas hidráulicas, excesso de lodo produzido e inibição microbiana devido às elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal (RENOU *et al.*, 2007; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

#### b) Lagoas aeradas

As lagoas aeradas constituem em um tratamento biológico no qual o oxigênio é fornecido por aeradores mecânicos (VON SPERLING, 1996), com a finalidade de manter

uma determinada concentração de oxigênio dissolvido em toda ou em parte da massa líquida, garantindo que aconteçam as reações bioquímicas características do método.

As lagoas aeradas funcionam como reatores biológicos de crescimento suspenso, sem recirculação do lodo, tendo profundidade de 2,5 a 5,0 m. Nas lagoas aeradas, os efluentes são submetidos à ação de consórcio de organismos, muitas vezes de composição desconhecida, durante vários dias (MORAIS, 2005).

As lagoas aeradas são utilizadas para o tratamento de lixiviado, de efluentes domésticos ou de despejos industriais com elevado teor de substâncias biodegradáveis. Os fatores de maior influência na seleção desse processo são: disponibilidade de área; fonte de energia elétrica e os custos de implantação e operação (IPT/CEMPRE, 1995).

De acordo com Silva (2002), a utilização de lagoas aeradas é bastante freqüente como etapa que precede a disposição final do lixiviado em estações de tratamento de esgotos, onde bons resultados de biodegradação são obtidos para lixiviados provenientes de aterros jovens.

### c) *Filtros Biológicos*

Consistem em leitos dotados de meio suporte (pedra britada, areia, escória, unidades sintéticas, etc.), com grande área superficial e espaços vazios. Quando o líquido percola através do leito ocorre o contato direto do substrato e do oxigênio presente no ar com os microrganismos (biofilmes) que se encontram aderidos à superfície de um meio suporte (METCALF & EDDY, 2003). A Figura 2.4 apresenta um esquema do biofilme aderido ao meio suporte.

As condições aeróbias são mantidas a partir da prática de trabalho em ciclos de operação e repouso, ou a partir de sistemática de funcionamento que permita aeração contínua do meio, para permitir o crescimento de biomassa aderida que promove o tratamento através da adsorção e metabolismo das cargas orgânicas e nitrogenadas (ROCHA, 2005; CECCONELLO, 2003).



**Figura 2.4.** Representação esquemática do biofilme aderido ao meio suporte (Adaptado de CASAGRANDE, 2006).



## 2.2.2.2 Métodos biológicos anaeróbios

Os sistemas anaeróbios para tratamento de lixiviado apresentam muitas vantagens sobre o tratamento aeróbio. As vantagens incluem a geração do gás metano como subproduto e a baixa produção de lodo biológico ou material em suspensão. Além disso, o sistema não requer a introdução de equipamentos de aeração, conseqüentemente apresenta um baixo consumo de energia (IWAI, 2005). As principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em relação aos processos aeróbios são apresentadas na Tabela 2.4.

**Tabela 2.4.** Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em relação aos processos aeróbios, verificado para efluentes domésticos.

Vantagem	Desvantagem
Baixa produção de sólidos;	As bactérias anaeróbias são susceptíveis a inibição por um grande número de compostos;
Baixo consumo de energia;	A partida do processo pode ser lenta na ausência de semente adaptada;
Baixos custos de implantação;	Alguma forma de pós- tratamento usualmente é necessária
Produção de metano;	A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;
Possibilidade de preservação da biomassa sem alimentação do reator por vários meses;	Possibilidade de geração de maus odores;
Tolerância a elevadas cargas orgânicas;	Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável;
Aplicabilidade em pequena e grande escala;	Remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatórios.

Fonte: Reichert & Cotrim (2000) *apud* Rocha (2005).

a) *Reatores anaeróbios (Tipo UASB)*

O reator anaeróbio tipo UASB consiste em unidade de crescimento suspenso e fluxo ascendente em que a velocidade ascensional mantém o lodo em suspensão, contrabalançando a força gravitacional, de modo que, o efluente atravessa a lâmina de lodo mantendo um contato íntimo com a microbiota anaeróbia (FLECK, 2003). IPT/CEMPRE (1995) indica o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA), também conhecido como “UASB” (do inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanket), como alternativa “privilegiada” para o tratamento do lixiviado, devido à pequena área requerida, baixo custo de implantação

e relativa simplicidade operacional do sistema, factível para pequenos volumes de lixiviado. Segundo Renou *et al.* (2007) a principal desvantagem desse tratamento é a alta sensibilidade as substâncias tóxicas.

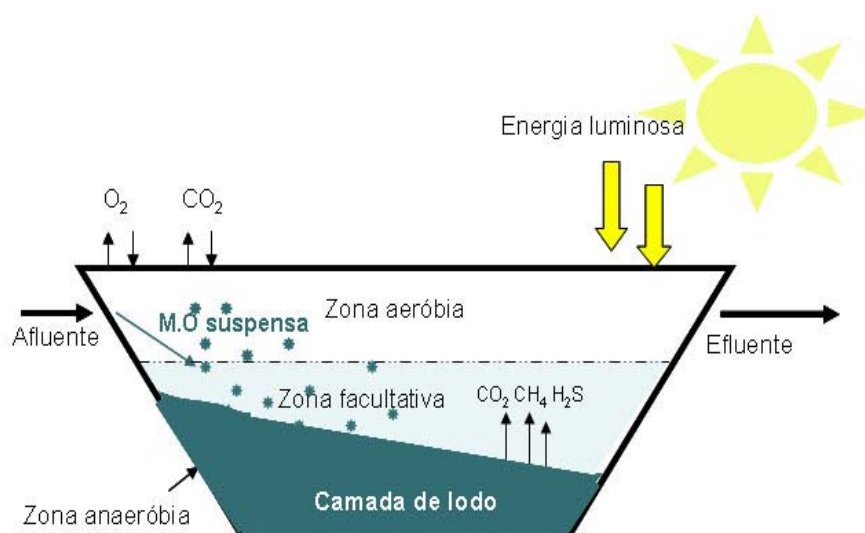
#### b) Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são reatores biológicos projetados para receber altas cargas orgânicas por unidade de volume do reator, fazendo com que a taxa de consumo de oxigênio seja muito superior à sua taxa de produção, sendo completamente isentas de oxigênio dissolvido e de atividade fotossintética, mas estão associadas a mecanismos de fermentação e respiração anaeróbios. A estabilização ocorre através de fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica que tornam parte do processo, com produção de gases (gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S), metano (CH<sub>4</sub>) e carbônico (CO<sub>2</sub>)). Na verdade, tudo se passa como num digestor anaeróbio ou numa fossa séptica, cujo principal propósito é transformar e estabilizar a matéria orgânica e não tratar o efluente de forma a deixá-lo em condições de descarga em corpos receptores (FERNANDES *et al.*, 2006).

#### 2.2.2.3 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são sistemas baseados numa mistura de microrganismos, aeróbios e anaeróbios, com profundidade de aproximadamente 2,0 m. Possuem uma zona anaeróbia localizada no fundo, uma zona aeróbia localizada na sua superfície e uma zona de transição entre estas duas (Figura 2.5). As principais características desse tipo de lagoa de estabilização são: cor verde, devido à presença de algas, elevado teor de oxigênio dissolvido (produzido pela fotossíntese) e grande quantidade de sólidos suspensos (algas) de difícil sedimentação. O tratamento ocorre através de simbiose entre algas e bactérias facultativas presentes no meio. Nele, o processo de oxidação bacteriana converte a matéria orgânica em dióxido de carbono, amônia e fosfatos (FERNANDES *et al.*, 2006).

A associação de lagoas facultativas, aeradas e anaeróbias é denominada sistema de lagoas de estabilização que constituem a forma mais simples para o tratamento biológico de lixiviado, cujo principal objetivo é a remoção de matéria carbonácea (VON SPERLING, 1996).



**Figura 2.5.** Esquema de uma lagoa facultativa (Adaptado de SÁ, 2006).

### 2.2.3 Sistemas alternativos

#### 2.2.3.1 Wetlands

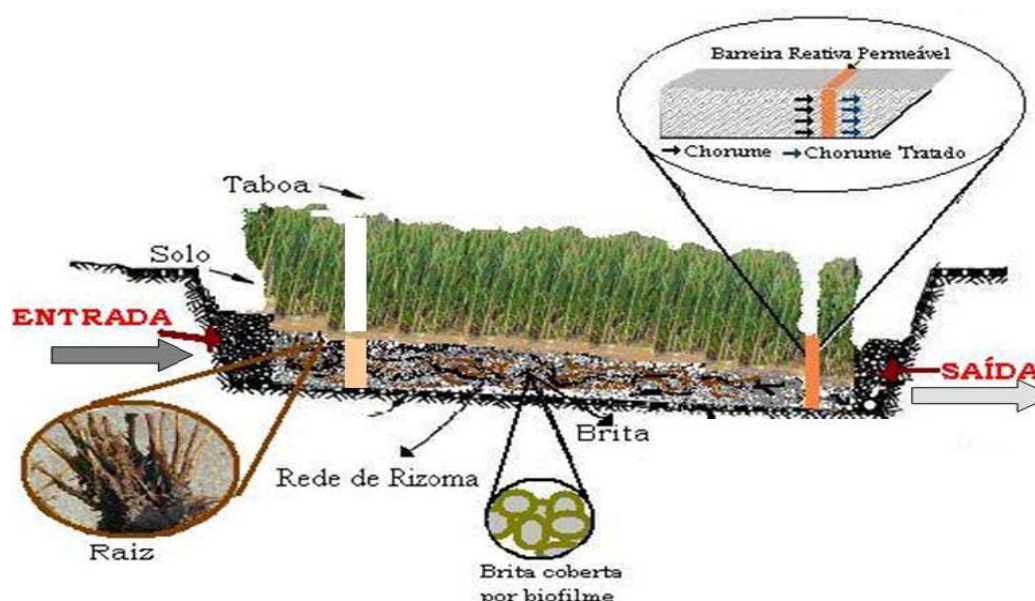
O termo *wetlands* é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam, parcial ou totalmente, inundados durante o ano. Os sistemas *wetlands* podem ser classificados com relação a sua origem como naturais, que são geralmente, charcos, brejos, várzeas e pântanos e os construídos ou artificiais (CRITES, 1994; BELTRÃO, 2006).

Os *wetlands* construídos, simulando sistemas naturais formados por leitos de plantas aquáticas, podem se caracterizar como uma alternativa de tratamento que viabiliza a redução dos impactos ambientais ocasionados pela degradação dos resíduos sólidos urbanos. As propriedades dos *wetlands* incluem alta produtividade das plantas presentes, existência de grandes superfícies de adsorção no solo e nas plantas, presença de regiões aeróbias e anaeróbias e população de microrganismos ativos. A sedimentação e filtração dos sólidos, a absorção de materiais orgânicos e nutrientes pelas plantas, a adsorção de metais no solo e nas plantas e as degradações aeróbia e anaeróbia dos compostos orgânicos são capazes de transformar alguns poluentes em produtos menos danosos e em nutrientes essenciais a serem utilizados pela biota (MANNARINO *et al.*, 2006). Tais fatores apontam esse sistema como uma alternativa para o tratamento terciário para lixiviado de aterro sanitário (BELTRÃO, 2006).

## 2.2.3.2 Sistema Bioquímico

O sistema bioquímico (SBQ) utiliza o conjunto solo/plantas/microrganismos com a finalidade de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas de efluentes (BELTRÃO & JUCÁ, 2004). Este sistema caracteriza-se como um tratamento terciário cujo processo de descontaminação ocorre de formas variadas e concomitantes, partindo dos princípios de técnicas de tratamento de efluentes já consolidadas: Barreira reativa e fitorremediação através de plantas aquáticas (*wetlands* construídos ou charcos artificiais) (BELTRÃO *et al.*, 2005).

O SBQ pretende ser uma alternativa economicamente viável, eficiente e de fácil operação para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários (Figura 2.6). Os principais processos de remoção de poluentes são: 1) contaminantes são degradados por meio da biomassa aderida ao material suporte (biofilme); 2) poluentes são absorvidos pelas raízes ou degradados por bactérias que nelas se alojam, em seguida, os contaminantes são armazenados ou transportados e acumulados nas partes aéreas das plantas (taboas); 3) a barreira reativa ao entrar em contato com o efluente reage quimicamente promovendo a retenção de contaminantes, além de servir como uma parede de retenção física. O termo “bio” é uma alusão à contribuição dos organismos vivos que compõem o sistema (biofilme e macrófitas), assim como, o termo “químico” refere-se aos processos de remoção de poluentes através de processos químicos (adsorção), independentemente dos microrganismos (BELTRÃO *et al.*, 2005).



**Figura 2.6.** Desenho esquemático do SBQ (BELTRÃO *et al.*, 2005).

## 2.2.4 Sistemas de Tratamento Fundamentados em Métodos físicos e químicos

Os métodos físico-químicos podem ser usados como pré-tratamento de métodos biológicos, especialmente para lixiviados novos; como pós-tratamento (polimento) para lixiviado parcialmente estabilizado ou para a remoção de cor e de substâncias recalcitrantes (KURNIAWAN *et al.*, 2006b).

Segundo SERAFIM *et al.* (2003) tratamentos baseados em métodos químicos são capazes de promover a degradação ou até mesmo a mineralização de compostos poluentes. Mas apresentam o inconveniente de ter que adicionar mais compostos químicos a um meio que já se encontra muito agressivo ao meio ambiente. Além do mais, o desempenho de cada método está relacionado à natureza química do lixiviado utilizado no tratamento. A seguir são apresentados alguns dos métodos físico-químicos empregados no tratamento de lixiviado.

### 2.2.4.1 Coagulação/Floculação

A coagulação/floculação é um método muito utilizado no tratamento de efluentes, sendo empregado para remover altas concentrações de poluentes orgânicos principalmente compostos não-biodegradáveis e metais pesados (KURNIAWAN *et al.*, 2006a). Este método tem por objetivo aglomerar as partículas que se encontram em suspensão ou em estado coloidal através da desestabilização das cargas elétricas na superfície das partículas por adição de produtos químicos, em partículas maiores (flocos) que possam ser removidas mais facilmente por decantação ou sedimentação.

Os agentes químicos empregados para os métodos de coagulação/floculação são geralmente classificados em dois grandes grupos: agentes inorgânicos - sulfato de alumínio (alume), sulfato ferroso, cloreto férrico, clorosulfato férrico, cloreto de polialumínio (PAC); e polímeros orgânicos derivados de poliacrilamida (ou polietileno) ou biopolímeros (polímeros produzidos por organismos biológicos) (ZOUBOULIS *et al.*, 2004).

Diversos estudos reportaram a aplicação do método de coagulação/floculação para tratamento do lixiviado de aterro sanitário, cujos objetivos foram obter o melhor desempenho do método, selecionar o agente coagulante mais apropriado, determinar as melhores condições experimentais, avaliar do efeito do pH e a associação com floculantes (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

O referido método apresenta alguns inconvenientes, como por exemplo, pode ser gerada uma quantidade excessiva de lodo e em determinados casos, quando os coagulantes químicos convencionais estão sendo usados, pode haver um aumento de concentrações do alumínio ou do ferro no efluente final (NTAMPOU *et al.*, 2006).

#### 2.2.4.2 Adsorção

A adsorção consiste de um fenômeno de superfície e está relacionada com a área disponível do adsorvente, com a relação entre massa do adsorvido e massa do adsorvente, pH, temperatura, força iônica e natureza química do adsorvente e do adsorvido, podendo esse ser um processo reversível ou irreversível. As reações de adsorção são geralmente, reações de superfície e não implicam necessariamente na formação de uma nova substância (CASTILHO JUNIOR, 2006; COSTA, 2002 *apud* LINS, 2008).

Diversas espécies químicas presentes no lixiviado (iônicas ou orgânicas) são passíveis de serem adsorvidas em matrizes sólidas e inúmeros materiais têm sido testados como adsorventes (carvão ativado, zeólitas, vermiculite, caolinite, alumina ativada) (MORAIS, 2005). Dentre os materiais adsorventes, as zeólitas constituem uma classe de adsorventes de grande interesse econômico e social, devido a sua alta capacidade de troca de cátions, boa resistência física e química, excelente compatibilidade com o meio ambiente e principalmente no que se refere à remoção de poluentes, tais como cátions de metais e íons amônio (LINS, 2008). No entanto, o carvão ativado continua sendo considerado o material que apresenta melhores resultados (MORAIS, 2005).

#### 2.2.4.3 Processos Empregando Membranas

Os processos de separação por membranas para tratamento de lixiviado, especialmente osmose inversa, tem sido amplamente usada nos países europeus (França, Alemanha, Itália, etc.), na América do Norte (Estados Unidos e Canadá) e na Ásia (China e Coréia), devido à habilidade de reter ambos contaminantes orgânicos e inorgânicos (TREBOUT *et al.*, 2001; RENOUE *et al.*, 2008).

Os processos de separação por membranas são uma variação dos processos convencionais de filtração clássica onde os meios filtrantes (membranas) apresentam poros muito inferiores em comparação aos processos convencionais. Os processos utilizando membranas são conhecidos como: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa, onde, o que varia é o tamanho da partícula retida em cada um dos processos

(NASCIMENTO, 2004). De modo geral, o que diferencia e caracteriza cada uma das categorias é o diâmetro dos poros das membranas, conforme a Tabela 2.5.

**Tabela 2.5.** Diâmetro de poros e exemplos do uso de membranas.

<b>Tipo de membrana</b>	<b>Diâmetro do Poro</b>	<b>Aplicação Típica</b>
Microfiltração (MF)	0,1 a 2,0 $\mu\text{m}$	Remover sólidos em suspensão.
Ultrafiltração (UF)	0,01 a 0,1 $\mu\text{m}$	Remover substâncias coloidais, bactérias, pirogênio.
Nanofiltração (NF)	0,001 a 0,01 $\mu\text{m}$	Remover vírus, íons inorgânicos e substâncias com peso molecular > 400 g/mol.
Osmose Inversa (OI)	0,0001 a 0,001 $\mu\text{m}$	Remover compostos orgânicos, sais dissolvidos, vírus, bactérias, e pirogênio.

Fonte: Nascimento, 2004.

A principal desvantagem do sistema de membranas ainda é o elevado custo de operação, provenientes do alto consumo de energia para aplicação de alta pressão e dos problemas de incrustação dos poros das membranas, principalmente no caso de lixiviado, devido às altas concentrações de sólidos e a disposição do concentrado gerado. Sendo assim, a limpeza periódica das membranas é uma etapa fundamental e visa restaurar o fluxo permeado a valores próximos do fluxo inicial (CHIANESE *et al.*, 1999; SCHNEIDER E TSUTIYA, 2001).

#### 2.2.4.4 Processos Oxidativos Avançados

Os processos oxidativos avançados (POAs) têm sido considerados como uma excelente alternativa para o tratamento de lixiviado. Estes processos são baseados na geração de espécies transitórias dentre as quais destacam o radical hidroxila (OH $\cdot$ ), um agente oxidante altamente reativo e de baixa seletividade, o qual pode promover a degradação de inúmeros contaminantes tóxicos, em tempos bastante reduzidos (PACHECO & ZAMORA, 2004; MORAIS, 2005).

Os POAs são considerados tecnologias limpas e altamente eficientes, pois não há formação de subprodutos sólidos ou lodo, exceto para o reagente de Fenton, não há transferência de fases dos poluentes (como a adsorção em carvão ativado) e os produtos finais da reação são o CO $_2$  e a H $_2$ O (FERREIRA *et al.*, 2004). Segundo Renou *et al.* (2007) pode-se dividir os POAs em dois grandes grupos, como mostra a Tabela 2.6.

**Tabela 2.6.** Sistemas utilizados no POA.

Sistema homogêneo		Sistema heterogêneo	
Com irradiação	Sem irradiação	Com irradiação	Sem irradiação
O <sub>3</sub> /UV	O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> /UV	Eletro-Fenton
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	O <sub>3</sub> /OH <sup>-</sup>	TiO <sub>2</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	
Feixe de elétrons	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> (Fenton)		
Ultrasom (US)			
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /US			
UV/US			
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> /UV (Foto Fenton)			

Fonte: Renou *et al.*, 2007

De acordo com Sobrinho (2005), as vantagens dos Processos Oxidativos Avançados são:

- Mineralizar o poluente e não apenas transformá-lo de fase;
- Indicados para compostos recalcitrantes;
- Geralmente melhoram as características organolépticas da água tratada;
- Muito promissor, sob ponto de vista econômico, se combinado com os tratamentos biológicos.

Apresentam como desvantagens:

- Alto custo no tratamento;
- Oxidantes residuais interferem nas análises;
- Necessidade de um controle rigoroso caso utilize esse método como pré-tratamento de sistemas biológicos;
- Deposição de sais em aparelhos usados nos processos que utilizam radiação comum, resultando na diminuição do poder de radiação. Como consequência, etapas dispendiosas de limpeza são necessárias.

#### 2.2.4.5 Precipitação química

A precipitação química tem sido empregada tanto no tratamento de água quanto no tratamento de diferentes tipos de efluentes, visando principalmente à remoção de compostos orgânicos não-biodegradáveis, nitrogênio amoniacal e metais pesados. Este método envolve



a adição de produtos químicos que promovem a remoção de substâncias dissolvidas e suspensas por sedimentação (METCALF & EDDY, 2003).

De acordo com Kurniawan *et al.* (2006b) o método de precipitação química usualmente utiliza como precipitantes químicos: o fosfato de amônia e magnésio ou estruvita e hidróxido de cálcio ou cal hidratada, dependendo do alvo de remoção.

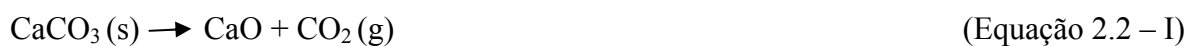
O fosfato de amônia e magnésio é aplicado normalmente como pré-tratamento de lixiviado, visando principalmente à precipitação de nitrogênio amoniacal, mas pode também ser aplicado para remover sólidos suspensos e matéria orgânica (KABDASLI *et al.*, 2008).

A remoção de nitrogênio amoniacal utilizando fosfato de amônia e magnésio foi investigada por Li *et al.* (LI *et al.*, 1999; LI & ZHAO, 2001). Os resultados das pesquisas, segundo os Autores, apontaram uma remoção satisfatória desse tipo contaminante em um lixiviado bruto com concentração inicial de 5618mg/L, uma vez que após o tratamento a concentração foi reduzida para 112 mg/L em condições de pH controlado (8,5 a 9). Calli *et al.* (2005) também avaliaram a precipitação química, utilizando o mesmo agente precipitante, para a remoção de nitrogênio amoniacal e DQO em um lixiviado tratado anaerobicamente e verificaram uma remoção desses parâmetros de 98% e 20%, respectivamente.

A cal hidratada é aplicada em diversas áreas, como por exemplo: argamassas, tintas e asfaltos para construção civil; na agricultura para correção de acidez de solos; tratamento de água potável; águas residuárias industriais; efluentes entre outros.

O termo cal, de maneira geral, refere-se ao óxido de cálcio ou cal virgem (CaO), hidróxido de cálcio ou cal hidratada (Ca(OH)<sub>2</sub>) e a cal dolomítica. Entretanto, as duas formas de cales mais usadas no tratamento de efluentes são a cal virgem e a cal hidratada. No tratamento de efluentes, o hidróxido de cálcio é usado principalmente para a correção de pH, como agente precipitante para matéria orgânica, fosfatos, metais traços, e como coagulante para remoção de materiais coloidais (SEMERJIAN e AYOUB, 2003).

A cal é o principal produto derivado dos calcários, dolomitas ou conchas calcárias. É obtida através de uma reação química simples de calcinação, mas requer conhecimento e habilidade para alcançar o padrão de qualidade ideal. A calcinação é a decomposição térmica dos calcários/ dolomitas/ conchas calcárias que resulta na formação de dois produtos, óxido de cálcio e dióxido de carbono. A hidratação do óxido de cálcio origina o hidróxido de cálcio e a reação entre este e o gás carbônico leva à formação do carbonato de cálcio, tais reações podem ser representadas de acordo com as equações abaixo (REBELATTO, 2006):



s = sólido; g = gás e l = líquido

A qualidade química da cal depende das características e das impurezas contidas na rocha que lhe deu origem. Assim, recebe o nome de cal cálcica o produto com alto teor de óxido de cálcio; cal dolomítica, quando possui a relação entre os óxidos de cálcio e de magnésio igual à forma molecular de CaO/MgO; e de cal magnesiana quando possui teores de óxido de magnésio intermediário entre a cal cálcica e a cal dolomítica. A cal hidratada é o nome genérico de todas as formas de hidratos. Mas a cal hidratada propriamente dita se apresenta como pó seco, pouco solúvel em água à temperatura de 25° C, com 17% a 19% de água combinada (quando dolomítica normal) e 24% a 27% de água combinada quando cálcica (REBELATTO, 2006).

Keenan *et al.* (1984) compararam a eficiência de 3 tipos diferentes de cales para o tratamento de lixiviado, sendo elas: cal com alta concentração de magnésio; cal com alta concentração de cálcio e cal hidratada. Tais autores constataram que a cal hidratada além de apresentar uma boa performance no tratamento do lixiviado, também apresentou o menor custo comparado aos outros tipos.

O hidróxido de cálcio foi bastante utilizado há muitos anos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com dosagens de aproximadamente 1 a 15 g/L. Sua eficiência foi verificada especialmente para a remoção de cor, turbidez, metais, sólidos suspensos, além de óleos dispersos e DQO (AMOKRANE *et al.*, 1997).

Salem *et al.* (2008) realizaram um teste de precipitação com hidróxido de cálcio em um lixiviado estabilizado, na fase metanogênica, no qual avaliaram diferentes concentrações de hidróxido de cálcio, variando na faixa de 0 - 10 g/L, para remoção de cor, DQO e metais pesados. A amostra de lixiviado foi submetida a uma agitação de 3000 rpm por 20 minutos e 30 minutos de sedimentação, e obtiveram bons resultados de remoção com apenas 2,5 g/L, exceto para DQO. A precipitação química foi escolhida devido ao baixo custo e disponibilidade do precipitante.

O grau de clarificação ou remoção de cor de um efluente está diretamente relacionado com a quantidade de agente químico usado e dos cuidados necessários para o controle do processo, sendo possível obter por precipitação química um efluente claro e livre de matéria orgânica em suspensão e em estado coloidal (METCALF & EDDY, 2003).

Diversos autores descrevem a combinação da precipitação química com outros métodos físicos ou biológicos de tratamento de lixiviado, alcançando assim uma maior eficiência do tratamento de lixiviado.

Schoeman (2008) utilizou a precipitação química como pré-tratamento de lixiviado considerado perigoso, com o objetivo de posteriormente avaliar a desalinização através do tratamento por eletrodialise. A concentração de hidróxido de cálcio utilizada por ele foi de 4,7 g/L e pH de 10, nessas condições ele obteve uma excelente remoção de dureza (cálcio e magnésio), ferro, manganês, bário, estrôncio e turbidez, porém constatou uma remoção insignificante de DQO.

A combinação de métodos físico, químicos e biológicos para alcançar a melhor remoção de conteúdo orgânico de um lixiviado estabilizado, com elevado conteúdo de DQO (5690-8200 mg/L), foi avaliada por Kapetanios *et al.* (1995). Os autores avaliaram uma série de combinações dos métodos de oxidação química com peróxido de hidrogênio mais sulfato ferroso (reagente de Fenton), oxidação biológica (lodo ativado) e precipitação química com cal (CaO) e alume, bem como a associação dos dois precipitantes, variando a dosagem e faixa de pH. Na precipitação química foram avaliados a eficiência da utilização de cal e alume separadamente (2,5g e 1,5g, respectivamente) e combinados (2g de cal + 1,5g de alume) para 1L de lixiviado com pH na faixa de 7,5 - 8.5. Os melhores resultados foram obtidos associando cal e alume, visto que combinação proporcionou uma redução de aproximadamente 83% de DQO no tratamento.

O hidróxido de cálcio além de ser usado com agente precipitante, também pode funcionar como auxiliar de coagulação no tratamento de efluentes em geral. Tatsi *et al.* (2003), por exemplo, examinaram a aplicação do método de coagulação/ floculação utilizando diferentes reagentes químicos, entre eles o hidróxido de cálcio. Verificaram que o uso de sulfato de alumínio e/ou adição de hidróxido de cálcio apresentaram uma menor remoção de DQO (39% e 18%, respectivamente) quando comparados a eficiências dos sais de ferro (acima de 50%). Os autores constataram que uma elevada capacidade de remoção de DQO foi observada durante a ação combinada de sulfato de alumínio e cal para o tratamento de lixiviado estabilizado.

Além do tratamento de lixiviado provenientes de aterros sanitários, outros estudos foram realizados com efluentes de diferentes origens, sendo eles na sua grande maioria executados em *jar test*, equipamento utilizado para determinar a dosagem de hidróxido de cálcio.

Georgiou *et al.* (2003) por meio de técnica de coagulação/floculação, usando hidróxido de cálcio e/ou sulfato ferroso, apresentaram resultados no tratamento de efluente têxtil. Os testes comprovaram que somente o uso de hidróxido de cálcio pode ser muito eficiente na remoção de cor (70-90%) e de DQO (50-60%) desse tipo de efluente. Já Goel & Chaudhuri (1996), visaram à remoção de turbidez e DQO em efluente municipal e testaram o uso de hidróxido de cálcio sozinho e associado com sulfato de manganês. Os resultados mostraram que o uso do hidróxido de cálcio sozinho favoreceu uma remoção de 61% de turbidez e aproximadamente 38% de DQO, porém para o uso combinados dos dois agentes químicos foi obtido valores de remoção de 95% de turbidez e 75-77% de DQO. Em ambos os trabalhos, as condições experimentais adotadas foram de mistura rápida seguida de mistura lenta, com velocidades e tempos distintos.

Pesquisadores relatam que a precipitação com hidróxido de cálcio para o tratamento de efluentes inorgânicos tem sido considerada como um dos mais efetivos meios para remoção de metais com concentração acima de 1000mg/L. Kurniawan *et al.* (2006a) relataram o emprego desse agente precipitante na remoção de metais pesados como Zn (II), Cd (II) e Mn (II) com concentração inicial de 450, 150, 1085 mg/l respectivamente. Çeçen e Gursoy (2000) também descreveram a eficiência da remoção de metais pesados como Cu (II), Pb (II), Fe (II), Mn (II) e Ni (II), em um lixiviado novo, utilizando apenas 8g/l de hidróxido de cálcio. Tal eficiência dá-se pelo fato que quando o pH é ajustado para condições alcalinas (pH 11) os íons metálicos são convertidos para uma fase sólida insolúvel e precipitam na forma de hidróxido metálico.

A Equação 2.3 apresenta o mecanismo de remoção de metal pesado pela precipitação química (KURNIAWAN *et al.*, 2006a), onde  $M^{2+}$  e  $OH^-$  representam os íons metálicos dissolvidos e o agente precipitante, respectivamente, enquanto  $M(OH)_2$  é o insolúvel hidróxido metálico.



Outro importante aspecto da precipitação química com hidróxido de cálcio é o apreciável grau de desinfecção que ocorre com o processo. É reportado que a pH superior a 11 e um contato de 4h, organismos bacterianos encontrados em efluentes são completamente inativados e os valores de remoção para coliformes e outros organismos entéricos, em pH 11.2, alcançam valores de 99 - 100% (SEMERJIAN & AYOUB, 2003).

O hidróxido de cálcio pode ser usado tanto na forma de suspensão, como descritos anteriormente, quanto na forma vulgarmente denominada de leite de cal. Alguns autores utilizaram em suas pesquisas a precipitação química com leite de cal para o tratamento primário de lixiviados estabilizados provenientes de diferentes aterros.

Giordano (2003) avaliou, em escala de bancada, a aplicação dos métodos de precipitação química e eletrolítica e os resultados mostraram que a precipitação química com hidróxido de cálcio (leite de cal a 10%, sob agitação rápida por 5 minutos) foi eficiente para a remoção de compostos orgânicos, inorgânicos e um método favorável para a remoção da amônia, devido à alcalinização do meio. Paralelamente, Renou *et al.* (2008) descreveram um tratamento combinando usando seqüencialmente os métodos de precipitação química, pré-filtração a vácuo e uma etapa final de osmose inversa. Neste caso, o pré-tratamento com precipitação e filtração possibilitou a remoção de 15 - 40% de salinidade através da precipitação de metais e carbonatos, facilitando assim a operação da osmose inversa pela diminuição da pressão osmótica.

Na literatura abordada verificou-se que a concentração de hidróxido de cálcio, a velocidade de agitação, o tempo de agitação e sedimentação utilizados são bastante variados e esses parâmetros são adotados em função do volume e características do efluente a ser tratado. Dentre os parâmetros físico-químicos normalmente adotados em uma pesquisa de tratamento de lixiviado, a análise de DQO é descrita na grande maioria dos trabalhos citados anteriormente. Na Tabela 2.7 são apresentados alguns resultados referentes à remoção de DQO, segundo vários autores.

As principais vantagens da aplicação de hidróxido de cálcio na precipitação química incluem: disponibilidade do reagente em muitos países; não contribui para o aumento da salinidade, como é o caso quando se emprega sais de alumínio ou ferro; baixo custo e simplicidade do método. O pré-tratamento com hidróxido de cálcio é mais barato do que a aplicação de outros produtos químicos tais como: sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato de magnésio etc. Todavia, como todo método empregado para o tratamento de lixiviado, a precipitação também apresenta algumas desvantagens, tais como: aumento do pH e dureza do efluente, geração de lodo e conseqüentemente, aumento no custo de disposição do lodo (TATSI *et al.*, 2003 ; KURNIAWAN *et al.* , 2006b; SEMERJIAN & AYOUB, 2003).

**Tabela 2.7.** Resultados de alguns estudos que demonstraram a remoção de DQO utilizando hidróxido de cálcio como agente precipitante.

Referências	Agentes químicos	Dosagens	DQO		Observações
			Inicial	Remoção (%)	
Thornton <i>et al.</i> , 1973*	Ca(OH) <sub>2</sub>	0,3-0,6 g/L	-	8,2- 23,5	Lixiviado novo. Valores de DBO de 10.850 mg/L e pH 6,5.
Keenan <i>et al.</i> , 1984*	Ca(OH) <sub>2</sub>	6 kg/m <sup>3</sup>	-	57	Lixiviado estabilizado.
Goel & Chaudhuri, 1996	Ca(OH) <sub>2</sub>	0,8 g/L	630 - 760	33-38	Efluente municipal
Papadopoulos <i>et al.</i> , 1998*	Ca(OH) <sub>2</sub> + Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	1,5 + 1Kg m <sup>3</sup>	6000 - 8200	42	Lixiviado estabilizado. Relação DBO/DQO de 0,11 - 0,17.
Baig <i>et al.</i> , 1999*	Ca(OH) <sub>2</sub>	1g/L	1585	27	Lixiviado novo
Tatsi <i>et al.</i> , 2003	Ca(OH) <sub>2</sub>	7g/L	-	30 - 45	Lixiviado novo e mediano
Georgiou <i>et al.</i> , 2003	Ca(OH) <sub>2</sub>	0,6 e 1g/L	605	60	Efluente de indústria têxtil
Giordano, 2003	Ca(OH) <sub>2</sub>	6,7 e 14,5 g/L	780 e 2300	28,2 e 75	Lixiviado estabilizado do aterro sanitário de Pirai e Gramacho (RJ).
Kargi & Pamukoglu, 2003	Ca(OH) <sub>2</sub>	1g/L	9500	26,3	Lixiviado estabilizado
Lei <i>et al.</i> , 2007	Ca(OH) <sub>2</sub>	27,5 g/L	2290	82	Efluente de um digestor anaeróbico
Salem <i>et al.</i> , 2008	Ca(OH) <sub>2</sub>	10 g/L	3360	11,4	Lixiviado estabilizado. Relação DBO/DQO de 0,25.

\* Fonte: *apud* Renou *et al.*, 2007.

#### 2.2.4.6 Stripping de amônia ou arraste com ar

##### 2.2.4.6.1 Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal é um dos grandes problemas relacionados ao tratamento de efluentes, pois ele contribui diretamente para a poluição dos corpos hídricos. Resultante de processos bioquímicos, o nitrogênio pode ser encontrado na forma de nitrogênio orgânico, amônia (NH<sub>3</sub>) e como íons amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). A forma orgânica

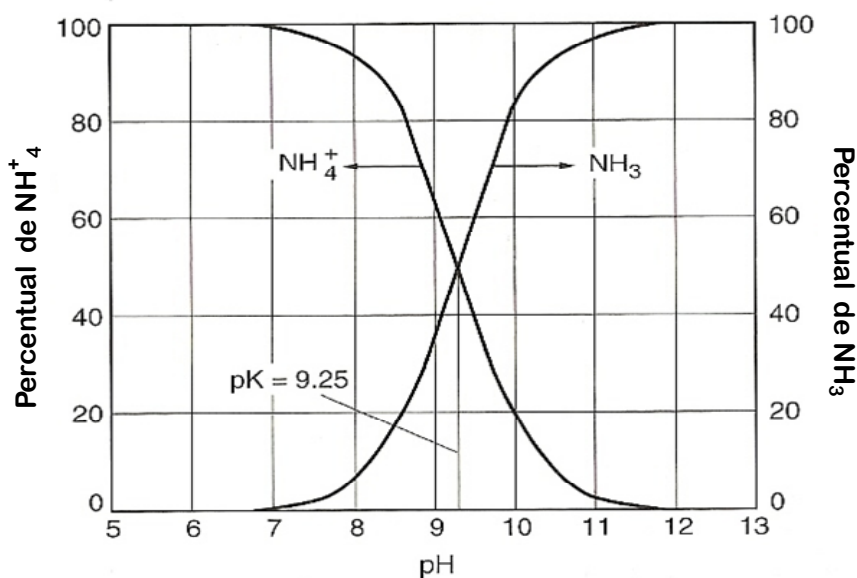
consiste de uma complexa mistura de compostos incluindo aminoácidos, aminoaçúcares e proteínas, que podem ser solúveis ou particulados (METCALF & EDDY, 2003).

Nitrogênio amoniacal é um termo geral para designar em meio líquido as espécies denominadas amônia livre ou amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) e amônio ou amônia ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), dependendo do pH da solução. O nitrogênio amoniacal apresenta-se segundo a seguinte equação de equilíbrio (Equação 2.4):



A amônia livre, diferente da amônia ionizada, pode ser removida por volatilização dependendo do pH adotado. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de  $\text{NH}_3$ . No pH em torno da neutralidade, praticamente toda o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de  $\text{NH}_4^+$ , enquanto que no pH próximo a 9,5, aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de  $\text{NH}_3$  e 50% na forma de  $\text{NH}_4^+$ . Em pH superior a 11, praticamente toda o nitrogênio amoniacal está na forma livre (VON SPERLING, 1996).

A distribuição das espécies de nitrogênio amoniacal em função do pH é mostrado na Figura 2.7.



**Figura 2.7.** Distribuição da amônia ( $\text{NH}_3$ ) e íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em função do pH (METCALF & EDDY, 2003).

A concentração de amônia livre  $[\text{NH}_3]$  do total de nitrogênio amoniacal  $[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]$  ocorre em função do pH e temperatura, que é dada pela Equação 2.5, onde  $[\text{NH}_3]$  é a

concentração de amônia em kg/m<sup>3</sup>; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é a concentração do íon amônio em kg/m<sup>3</sup>; H<sup>+</sup> é concentração de íon hidrogênio em moles/L e K<sub>a</sub> corresponde a constante acida de ionização (K<sub>a</sub>= 5.62 x 10<sup>-10</sup> ou 10<sup>-9.25</sup>) (LIAO *et al.*, 2002; LEI *et al.*, 2007).

$$[\text{NH}_3] = \frac{[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]}{1 + \frac{[\text{H}^+]}{K_a}} \quad (\text{Equação 2.5})$$

A amônia é um gás incolor, mais leve do que o ar. É facilmente liquefeito devido à formação de pontes de hidrogênio entre as suas moléculas (MARTINEZ RODRIGUEZ, 2007). Na tabela 2.8 são resumidas algumas propriedades da amônia.

**Tabela 2.8.** Propriedades gerais da amônia.

Propriedades gerais	
Fórmula molecular	NH <sub>3</sub>
Massa molecular	17,03 g/mol
Característica	Gás incolor com forte odor
Densidade e fase	0,694 g/L, na fase gasosa
Solubilidade em água	89,9 g/100 ml at 0 °C
Ponto de fusão	- 77,73 °C (195,42 K)
Ponto de ebulição	- 33,34 °C (239,81 K)
Acidez (pKa)	9,25
Basicidade (pKb)	4,75

Fonte: Martinez Rodriguez, 2007.

A amônia livre é aproximadamente cem vezes mais tóxica nas espécies aquáticas do que a amônia na forma ionizada, mesmo em baixas concentrações. Essa maior toxicidade certamente ocorre devido a difusão da amônia pela membrana epitelial das espécies aquáticas, dificultando, por exemplo, mecanismos naturais de eliminação dessa substância por esses organismos (SILVA & JARDIM, 2007). Este poluente pode ser acumulado nos tecidos dos peixes, podendo causar efeitos secundários como alteração do metabolismo e o seu efeito pode estar relacionado com a perda de equilíbrio, hiper-excitabilidade, aumento da atividade respiratória, aumentos de batimentos cardíacos e bloqueando as funções vitais, danos ao fígado e rins, etc. No ser humano, a amônia gasosa pode causar problemas



respiratórios, queimaduras na mucosa nasal, necrose dos tecidos, edema pulmonar e bronquite crônica (BELLIDO, 2003 *apud* LEYTÓN CERNA, 2008).

O nitrogênio orgânico e amoniacal são as principais formas presentes em águas residuárias. O nitrogênio orgânico é convertido à amoniacal sob ambas as condições anaeróbias e aeróbias. A remoção deste contribui para remoção de nitrogênio total e a temperatura e o pH tem impacto sobre os processos de bioatividade e volatilização.

Significativas concentrações de nitrogênio e fósforo são consideradas os principais fatores nutricionais limitantes ao crescimento dos organismos produtores primários em ecossistemas aquáticos. Desta forma, a disponibilidade de nutrientes essenciais pode induzir à eutrofização dos corpos de água receptores com profundas implicações sobre a qualidade da água, que vão desde mudanças na composição química a alterações na estrutura e funcionamento das comunidades biológicas, incluindo florações de espécies fitoplanctônicas potencialmente tóxicas e aumento da biomassa e macrófitas aquáticas (MIWA *et al.*, 2007).

A Resolução Federal CONAMA 20/86 trazia para lançamentos de efluentes em corpos de água o valor limite de amônia de 5,0mg/L. Na nova legislação CONAMA 357/05, a amônia passou a ser expressa como nitrogênio amoniacal total, cujo limite de lançamento aumentou para 20,0 mg/L.

O nitrogênio amoniacal aumenta em função da idade do aterro e sua concentração pode variar em diferentes aterros de 10-100 mg/L, 2000-3000 mg/L ou mais de 10000 mg/L (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2007). Lixiviado de aterros velhos são ricos em nitrogênio amoniacal devido à hidrólise e fermentação de frações nitrogenadas de substratos biodegradáveis.

Segundo Veiga *et al.* (2006) a variabilidade das características recalcitrantes do lixiviado de um aterro sanitário, cujas concentrações de amônia dissolvidas freqüentemente encontram-se elevadas (na ordem de 2000mg/L), exige que tecnologias de remoção deste poluente tóxico sejam desenvolvidas e/ou otimizadas, visando minimizar os impactos causados à biota e aos corpos hídricos receptores.

Devido ao seu baixo peso molecular o nitrogênio amoniacal, na forma de amônia, pode ser removido por uma variedade de métodos, incluindo físicos, químicos e biológicos. A remoção deste contaminante é eficiente através de métodos físicos, tais como *stripping* (exceto pelo processo de separação por membranas), adsorção por carbono ativado e troca iônica, quanto por métodos biológicos de nitrificação-desnitrificação (GIORDANO, 2003; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; LINS, 2008).

#### 2.2.4.6.2 Conceito e método

Os termos em inglês *air stripping* ou *ammonia stripping*, quando traduzidos para o português correspondem à remoção de nitrogênio amoniacal por arraste com ar, aeração mecânica ou volatilização desse poluente na forma de amônia. De modo geral, o termo *stripping* é muito difundido na comunidade científica, sendo este o mais utilizado para se referir ao método.

O *stripping* consiste em um método físico de transferência de massa, do tipo líquido-gás por dessorção, de um poluente volátil da fase líquida para uma fase gasosa por meio da injeção de ar que se faz passar pelo líquido através de difusores ou outros mecanismos de aeração (METCALF & EDDY, 2003). Segundo Silva (2002), os fatores responsáveis pela eficiência de remoção dos contaminantes voláteis envolvem a área de contato (gás - líquido), a solubilidade do contaminante na fase aquosa, a difusividade do contaminante no ar e na água e a temperatura ambiente de operação.

O *stripping* atualmente é o método mais usado para eliminar altas concentrações de nitrogênio amoniacal, tanto no tratamento de esgotos quanto no tratamento de lixiviado de aterros. O desempenho desse método pode ser avaliado em termos de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (RENOU *et al.*, 2007). Neste método, a introdução mecânica de ar no meio líquido, pela ação da circulação dessa massa de ar favorece a remoção de nitrogênio amoniacal, medido na forma de amônia, outros gases (dióxido de carbono, gás sulfídricos) e compostos orgânicos voláteis (QASIN & CHIANG, 1994; METCALF & EDDY, 2003).

A volatilidade das substâncias em fase líquida é tanto maior quanto maior a sua pressão de vapor, a qual é função da temperatura. Neste contexto, a amônia livre em solução aquosa possui o comportamento de um gás dissolvido, cuja solubilidade obedece à Lei de Henry, a qual descreve que a uma temperatura constante, a quantidade de gás que se dissolve no líquido é proporcional à pressão parcial exercida pelo gás. Esta tendência será tanto maior quanto maior for a concentração de amônia livre (ou molecular) na solução aquosa, conforme a equação 2.6 (GIORDANO, 2003).



Por outro lado, sendo considerada a cinética de remoção de amônia por *stripping* como de primeira ordem (THIBODEAUX, 1996 *apud* GIORDANO, 2003), está implícito que quanto maior for a  $[\text{NH}_3(\text{aq})]$ , maior será a velocidade de remoção  $\text{NH}_3(\text{aq})$  na forma

de  $\text{NH}_3(\text{g})$ . Isto indica a necessidade de alcalinização, de modo que o nitrogênio esteja presente na solução praticamente na forma de amônia livre ( $\text{NH}_3(\text{aq})$ ).

A remoção de nitrogênio amoniacal por *stripping* com injeção de ar consiste na elevação do pH do meio para valores próximos ou superiores a 11, de modo que esse favoreça a transformação do íon amônio em amônia livre. A alcalinização do meio é feita antes do *stripping*, normalmente pela adição de hidróxido de cálcio, hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ ), entre outros. O  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  é comumente usado para o ajuste de pH devido seu baixo custo (RODRIGUES, 2004, MARTTINEN *et al.*, 2002; LEI *et al.*, 2007).

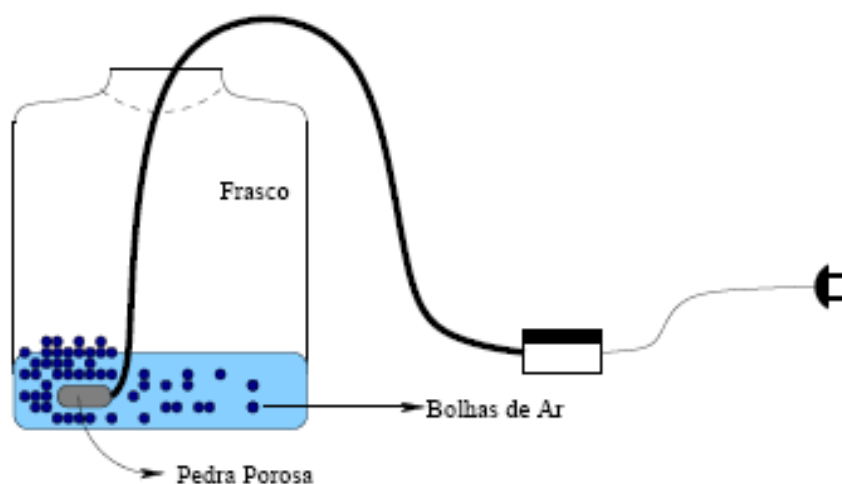
Na literatura, existem diversos trabalhos que abordam o método de *stripping* em lixiviado de aterro sanitário. Diversas técnicas baseadas nesse método são descritas (OZTURK *et al.*, 2003; CHEUNG *et al.*, 1997; LEI *et al.*, 2007, GIORDANO, 2003), variando o tipo do efluente, pré-tratamento, tempo de aeração, fluxo de ar injetado, o tipo e concentração do produto químico usado para ajustar o pH e temperatura.

Na maioria dos trabalhos publicados o método de *stripping* é realizado em escala laboratorial, porém há alguns que descrevem o processo em lagoas e os mais recentes desenvolveram estudos em torres ou reatores.

Ozturk *et al.* (2003) estudaram diversas alternativas de tratamento físico-químico para um lixiviado novo pré-tratado biologicamente, entre elas o *stripping* de amônia. Os experimentos foram conduzidos em béqueres de 1 litro, objetivando comparar o *stripping* com e sem aeração, para isso variaram as concentrações de hidróxido de cálcio (4.8, 6.6 e 8.0 mg/l) e o pH (10, 11 e 12, respectivamente). Tais dosagens de hidróxido de cálcio foram investigadas em diferentes tempos de aeração (0.5-2h e durante 24h) utilizando uma vazão de ar de 7,6 L/min. Paralelamente, com as mesmas concentrações e pH, também foi avaliado o *stripping* sem aeração durante 24 horas. Os melhores resultados foram observados no período de 2 horas de aeração em pH 12, cujos valores de remoção para nitrogênio amoniacal foi 72%, e no período de 24 horas sem aeração, resultando em 95% de remoção desse contaminante.

Kargi & Pamukoglu (2004) com objetivo de melhorar a tratabilidade biológica de um lixiviado testaram como pré-tratamento os métodos de coagulação-floculação e posterior *stripping* induzido por ar. Utilizaram uma solução de leite de cal (1g/L) para elevar o pH do sobrenadante para 12 e a aeração foi feita por 45 min para reduzir o conteúdo de nitrogênio amoniacal a níveis desejados. Os autores obtiveram com esse pré-tratamento uma significativa remoção de nitrogênio amoniacal e DQO.

Silva (2002) submeteu um lixiviado estabilizado proveniente do Aterro de Gramacho-RJ a diferentes técnicas de tratamento (coagulação/floculação, ozonização e *stripping* de amônia) de modo a deixá-lo em condições adequadas para o lançamento no corpo receptor. O sobrenadante do método de coagulação/floculação, volume de 0.8 L, foi colocado em um recipiente de vidro com capacidade para 10 litros, contendo um difusor de ar poroso (pedra porosa) (Figura 2.8). O pH da amostra foi corrigido para 11 pela adição de pequenas quantidade de uma solução de NaOH (2N) a cada 24 horas, juntamente com avaliação do teor de nitrogênio amoniacal. O monitoramento foi realizado durante 7 dias, até que fosse alcançado níveis abaixo de 5 mg/L.



**Figura 2.8.** Esquema do sistema utilizado para o *stripping* de amônia (SILVA, 2002).

Algumas pesquisas internacionais em escala de campo (lagoas) ou escala piloto (protótipo) foram conduzidas com lixiviado. Alguns dos trabalhos são citados a seguir: Keenan *et al.* (1984) combinaram o método de *stripping* por aeração mecânica em um sistema de lagoa (950m<sup>3</sup>). O tempo de detenção hidráulica (TDH) na lagoa era de aproximadamente 42 horas, sendo o sistema precedido de um tanque de equalização e de um reator cilíndrico de contato de fluxo ascendente, dentro do qual, através da adição de hidróxido de cálcio para a elevação do pH, além da precipitação de metais e parte da carga orgânica do lixiviado. Os autores reportaram uma remoção de 50% de nitrogênio amoniacal na lagoa.

Cheung *et al.* (1997) simularam uma unidade de *stripping* em escala laboratorial, que consistiu em um tanque de PVC (poli cloreto de vinila) com capacidade para 3 litros de lixiviado aerado com compressores de ar. Os autores utilizaram 10g/l de hidróxido de cálcio

para ajustar o pH do lixiviado para 11 e testaram diferentes vazão de ar (0, 1 e 5 L/min) e mantiveram a temperatura entre 20-23 °C. As análises do efluente foram realizadas ao longo de 24 horas. Os resultados mostraram que o *stripping* foi bastante eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal, atingindo uma remoção de 90% com uma vazão de 5L/min, paralelamente relataram que a eficiência da precipitação química com hidróxido de cálcio na redução da concentração de fósforo e DQO.

O método de *stripping* em torres ou em reatores vem sendo amplamente utilizado como uma alternativa para remover nitrogênio amoniacal. No Brasil, muitas destas pesquisas foram desenvolvidas através do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) e estão descritas em Leite (2007).

Baseado em estudos utilizando essa tecnologia, alguns pesquisadores constataram que sob determinadas condições de agitação e aquecimento, o lixiviado apresenta um aumento natural de pH sem a necessidade de adição de um álcali ao meio. Veiga *et al.* (2006) avaliaram o método de *stripping* sem adição de álcali em uma torre de PVC de diâmetro de 150mm e altura total de 5 m, com lixiviado estabilizado contendo elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Nos procedimentos experimentais eles variaram a temperatura entre 40-60 °C, as diferentes relações de vazão de ar, volumes de lixiviado e altura de coluna líquida com e sem reciclo. Tais estudos permitiram obter eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal superiores a 80%, utilizando-se tempos de retenção da ordem de 4 horas, quando, em condições de temperatura em torno de 50 °C e vazão de 4.000L/h de ar.

Estudo similar foi realizado por Leite *et al.* (2007): O sistema experimental foi monitorado em batelada, sendo esse constituído por 3 torres empacotadas de PVC com capacidade unitária de 8 litros, preenchido com brita número 4, com espaço vazio de 45% (Figura 2.9). Em cada torre foi instalado dispositivo mecânico para alimentação e distribuição de ar na base da torre, cuja capacidade volumétrica era de 151,2 m<sup>3</sup> ar/dia. Para tal experimento foi utilizado um lixiviado proveniente de um aterro sanitário localizado na cidade de João Pessoa – PB com uma concentração de nitrogênio amoniacal em torno de 2000 mg N.L<sup>-1</sup> e uma baixa relação DBO/DQO. A influência dos parâmetros no *stripping* da amônia tais como: pH, alcalinidade, concentração de nitrogênio amoniacal, relação área de contato / volume de lixiviado e tempo de aeração também foram analisados. O estudo evidenciou que a remoção de nitrogênio amoniacal ocorreu de forma satisfatória em reatores

de coluna empacotada com relação área de contato/volume de líquido próximo do teoricamente recomendado.

Calli *et al.* (2005) obtiveram resultados superiores a 94% de remoção de nitrogênio amoniacal em um recipiente de 50 cm de profundidade aerado com um difusor, pH 11 (mantido pela adição de uma solução de 10% de cal ou 10N de NaOH) a uma temperatura de 15 °C e 20 °C. Eles verificaram a eficiência do método em líquido bruto e pré-tratado anaerobicamente por nitrificação/desnitrificação.



**Figura 2.9.** Torres empacotadas para o tratamento de líquido por *stripping* (LEITE *et al.*, 2007).

O *stripping* de amônia em líquidos empregado em um sistema experimental constituído por reatores em série, sem alimentação forçada de ar e correção de pH, foi descrito por Leite (2007). Os reatores foram projetados com profundidade média de 50 cm, número de dispersão menor que 0,2 e tempo de detenção hidráulica da série de reatores igual a 60 dias. O sistema de agitação foi instalado no sentido transversal dos reatores, sendo esse constituído por 4 unidades de agitação por reator, cujas haletas das unidades de agitação são em número de 4 com comprimento médio de 27 cm cada. Na Figura 2.10 são mostrados

reatores de *stripping* em série. Para esses reatores, a eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal foi de 96,10%.



**Figura 2.10.** Reatores de *stripping* em série com o sistema de agitação (LEITE, 2007).

A temperatura exerce grande influência na remoção da amônia por *stripping*, uma vez que o transporte por difusão tende a aumentar com a temperatura. Giordano (2003) avaliou o método de *stripping* de amônia em relação à influência do pH e temperatura, em um lixiviado previamente tratado com Hidróxido de cálcio, enquanto Lopes *et al.* (2003), analisou a influência desses dois parâmetros no *stripping* da amônia para lixiviados provenientes de reatores anaeróbios em batelada que tratavam a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos passíveis de degradação. Ambos concluíram que a melhor remoção de amônia ocorre na faixa de pH 10 a 13 e na temperatura ambiente de aproximadamente 25°C.

O *stripping* com injeção de ar pode ser usado para todo tipo de efluente, além de lixiviado de aterro sanitário, caracterizado por elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal. Lei *et al.* (2007) investigou a aplicação desse método como pré-tratamento de um efluente de digestão anaeróbia, bem como a possibilidade de usar *stripping* com CO<sub>2</sub> e injeção de biogás para o ajuste do pH antes e após o *stripping* convencional. O efluente utilizado (200 ml) foi pré-tratado com hidróxido de cálcio (27,5 g/L) e nele foram testadas diferentes vazões de ar (0, 0.6, 1 e 2 L/min) sob uma temperatura de 15 °C no período de 24 horas, visando obter a melhor vazão de ar em relação a redução de nitrogênio amoniacal. Os resultados mostraram que a vazão de 5L/min para 1L de efluente foi ideal para a aplicação

na engenharia. Bonmati & Flotats (2003) e Liao *et al.* (1995) relataram resultados significativos, referentes a remoção de amônia, com a aplicação desse método em efluentes de suinocultura.

Os maiores inconvenientes desse método é o impacto ambiental devido à liberação de amônia para a atmosfera, elevados custos de energia associados com a introdução de grandes quantidades de ar requeridas e necessidade de ajuste do pH para descarte do efluente final tratado (LI *et al.*, 1999; BIDONE, 2007). No entanto, apresenta como principais vantagens: o efluente após o método encontra-se em condições mais favoráveis a biodegradação, podendo ser usado em um tratamento biológico posterior, atende as determinações legais ambientais de descarte e a minimiza os impactos aos corpos hídricos receptores, a biota e ao entorno do ecossistema a jusante (VEIGA *et al.*, 2006).



### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1. Descrição da área de estudo**

O Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca está situado na zona rural do município de Jaboatão dos Guararapes, na localidade de Muribeca dos Guararapes, próximo ao eixo de integração Prazeres - Jaboatão, distando cerca de 16 km do centro do Recife. O aterro possui uma área total de 64 hectares, com perímetro de 3848 metros.

O Aterro da Muribeca funcionou como vazadouro a céu aberto (lixão) desde 1985, atendendo aos municípios de Recife e Jaboatão, onde recebia todo tipo de resíduos sólidos. Em 1994, foi realizado um diagnóstico no local pela Prefeitura do Recife com o objetivo de reconhecer o seu meio físico: geologia, hidrogeologia, geotecnia, morfologia, recursos hídricos e meteorologia e através destes, permitiu-se o conhecimento e a caracterização do subsolo, dos lençóis de águas superficiais e profundas e das falhas da rocha. Concluído o diagnóstico, foi iniciado um estudo do processo de tratamento dos resíduos e recuperação ambiental, visando à recuperação da área, com o intuito de aumentar o tempo de vida útil do aterro, minimizar os danos ambientais causados pela disposição inadequada dos resíduos e transformar o lixão em aterro controlado. Esse processo consistiu na construção de nove células, com largura e comprimento médios de 200m x 200m, respectivamente, com altura variando de 20 a 40 m, aproximadamente (LINS, 2003).

Hoje, o Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca é o maior aterro em operação no Estado de Pernambuco, recebendo diariamente, em média, 2600 toneladas de sólidos regulares (resíduos domésticos), sólidos volumosos (entulhos e raspagens) e resíduos de poda. A composição gravimétrica do aterro baseada em dados obtidos para a célula experimental da CHESF (Companhia Hidro Elétrica do São Francisco) compreende: 46,3% de matéria orgânica; 12,2% de papel/papelão; 19,4% de plástico; 1,9% de metal; 2,7% de madeira; 3,5% de materiais têxteis; 0,8% de borracha e couro; 1% de vidro; 3,6% de fraldas descartáveis; 6% de coco e 2,6% outros (MARIANO *et al.*, 2007).

Em 2002, o lixiviado gerado no Aterro da Muribeca deixou de ser lançado diretamente ao Rio Muribequinha e passou a ser drenado e encaminhado para o tratamento na Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL). A ETL consta de um tratamento biológico

que consiste numa série de lagoas de estabilização ordenadas (01 anaeróbia seguida de 03 facultativas) e o tratamento bioquímico, constituído por duas barreiras bioquímicas que utilizam a fitorremediação, para polimento final do lixiviado. O efluente tratado é posteriormente direcionado através de um emissário até o Rio Jaboatão onde é descartado. A área do Aterro da Muribeca e a Estação de Tratamento de Lixiviado são apresentadas na Figura 3.1.



**Figura 3.1.** Vista aérea do Aterro da Muribeca e a da Estação de Tratamento de Lixiviado.

### 3.2 Coleta e preservação das amostras

As coletas das amostras foram realizadas na Estação de Tratamento de Lixiviado, especificamente na caixa de vazão localizada entre a lagoa de decantação e a lagoa anaeróbia da ETL (Figura 3.2), visando obter amostras de lixiviado mais homogêneas e com uma quantidade reduzida de sólidos suspensos. Foram realizadas no total quatro coletas, referentes aos meses de janeiro, março e outubro de 2007 e uma última no mês de janeiro de 2008.

As amostras foram transportadas e armazenadas em recipientes de polietileno e preservadas a 4°C para posterior utilização (Figura 3.2 b). Este procedimento minimiza o potencial de volatilização ou biodegradação entre o período de amostragem e de análises. A metodologia adotada seguiu a padronização estabelecida pelo *Standard Methods for*

*Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Ressalta-se que antes dos procedimentos de análises as amostras foram deixadas à temperatura ambiente por aproximadamente 4 horas e posteriormente agitadas para a suspensão de sólidos possivelmente decantados.



**Figura 3.2.** Ponto de coleta - Caixa de vazão (a) e armazenamento das amostras em recipientes de polietileno (b).

### 3.3 Caracterização do lixiviado

A metodologia adotada para a caracterização das amostras de lixiviado, bruto e após os métodos de tratamento, foi baseada nos procedimentos estabelecidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Os parâmetros físico-químicos analisados nessa pesquisa estão indicados na Tabela 3.1. Todos os ensaios foram realizados no Laboratório de Contaminação Ambiental do Grupo de Resíduos Sólidos - GRS, no Departamento de Engenharia Civil, exceto as análises de metais pesados que foram realizadas no Departamento de Engenharia Química, ambos da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

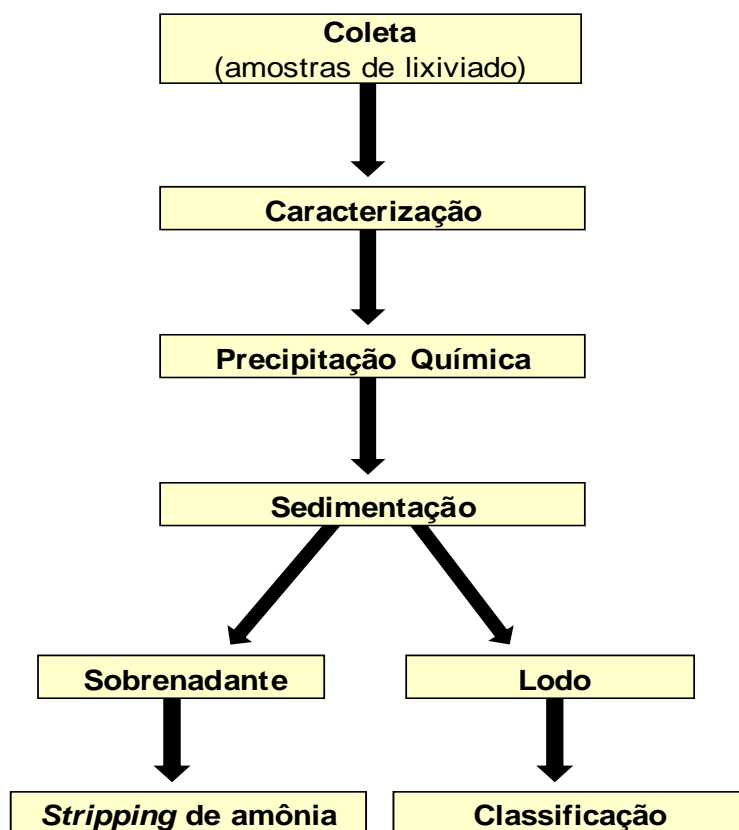
**Tabela 3.1.** Parâmetros referentes à caracterização das amostras de lixiviado.

Parâmetro	Unidade	Método	Referência
DQO	mg/L	Titulométrico (Digestão com $K_2Cr_2O_7$ )	SMEWW 5220 C
DBO <sub>5</sub>	mg/L	Manométrico	Adaptado do SMEWW 5210
Cor	Hazen	Fotocolorimétrico	SMEWW 2120 C
Turbidez	NTU	Nefelométrico	SMEWW 2130 B
Alcalinidade	mg/L	Titulométrico	SMEWW 2320 B
Fósforo Total	mg/L	Fotocolorimétrico	Spectroquant 14848 - MERCK
Amônia	mg/L	Eletrométrico (Eletrodo de íon seletivo - Orion Model 720).	SMEWW 4500 - NH <sub>3</sub> D
pH	--	Potenciométrico (marca Digimed)	SMEWW 4500 B
Condutividade	μS/cm	Condutância elétrica	SMEWW 2510 B
Série de Sólidos	mg/L	Gravimétrico	Adaptado do SMEWW 2540 B, 2540 C, 2540 D.
Metais pesados(Fe, Mn, Zn, Cr, Pb, Cu, Ni)	mg/L	Espectrofotometria por absorção atômica	Adaptado do SMEWW

\* SMEWW, APHA, 1998.

### 3.4 Tratamento do lixiviado

Após a coleta e caracterização das amostras, essas foram submetidas inicialmente ao método de precipitação química e posteriormente ao *stripping* de amônia. No primeiro momento foi determinada a melhor dosagem de hidróxido de cálcio para remoção, principalmente, da cor do lixiviado e depois foi examinada essencialmente a remoção de amônia por injeção de ar, paralelamente nos dois métodos de tratamento também foram analisadas as remoções de outros contaminantes orgânicos e inorgânicos. O lodo resultante da primeira etapa foi removido após sedimentação e classificado quanto à periculosidade de acordo com a NBR 10004 (ABNT, 2004a). A Figura 3.3 representa um fluxograma esquemático do procedimento experimental que foi desenvolvido neste trabalho.



**Figura 3.3.** Representação esquemática do procedimento experimental adotado para o tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca.

#### 3.4.1 Precipitação química

Os ensaios utilizando hidróxido de cálcio ou cal hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) como parte do tratamento físico-químico do lixiviado foram divididos em duas etapas. A primeira etapa consistiu em um ensaio preliminar para selecionar o produto (hidróxido de cálcio) mais adequado a ser utilizado na pesquisa como agente precipitante, com base nos resultados obtidos quanto à remoção de cor e turbidez. A segunda teve por objetivo principal otimizar a dosagem de hidróxido de cálcio em relação à remoção de cor, bem como avaliar a eficiência do método quanto à remoção dos demais parâmetros físico-químicos descritos na Tabela 3.1.

##### 3.4.1.1 Caracterização das cales

Um ponto fundamental no método de precipitação química é a seleção do hidróxido de cálcio que funcionará como agente precipitante. Para isso, três marcas de hidróxido de cálcio foram caracterizadas quimicamente, das quais uma corresponde a hidróxido de cálcio

puro (produto analítico – P.A.) e outras duas marcas comerciais vulgarmente denominadas de cal hidratada.

A descrição dos produtos avaliados, fabricantes e os respectivos preços de mercado (no período de janeiro de 2007) encontram-se descritos na Tabela 3.2. Para facilitar a identificação e descrição de cada um dos produtos testados, foi atribuída aos diferentes produtos a seguinte denominação: hidróxido de cálcio P.A, comercial A e B.

**Tabela 3.2.** Descrição das diferentes marcas comerciais de hidróxido de cálcio avaliadas na pesquisa.

Produto	Descrição	Fabricante	Custo
P.A.	Uso em laboratório	Nuclear	R\$ 20,00/kg
Comercial A	Construção civil	Megaó	R\$ 0,50/kg
Comercial B	Construção civil	Qualical	R\$ 0,80/ kg

As cales são constituídas basicamente de óxido de cálcio ou óxido de magnésio ou mais comumente pela mistura destes dois compostos. A escolha da cal hidratada foi baseada nos resultados correspondentes a análise química semi-quantitativa realizada pelo laboratório NEG LABISE/UFPE, que aponta a percentagem de óxidos presentes na amostra (Tabela 3.3). A metodologia da análise química encontra-se descrita no Anexo I.

**Tabela 3.3.** Caracterização das diferentes marcas comerciais de hidróxido de cálcio avaliadas na pesquisa.

Análise	Resultados (%)		
	Cal P.A.	Comercial A	Comercial B
CaO	73,88	73,22	75,02
MgO	--	4,89	--
SiO <sub>2</sub>	0,14	0,95	0,23
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,25	0,43	0,2
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,07	0,32	0,18
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	--	0,1	0,05
SrO	0,34	0,1	0,34
Na <sub>2</sub> O	--	0,09	--
K <sub>2</sub> O	--	0,05	0,05
SO <sub>3</sub>	0,02	0,03	--
ZnO	0,05	--	--
MnO	--	--	0,02
Cl	--	0,03	--
PF	25,29	19,78	23,91
Total	100	100	100

### 3.4.1.2. Ensaios preliminares

Nesta etapa, a seleção do hidróxido de cálcio foi baseada em ensaios em batelada, realizada no Laboratório de Contaminação Ambiental do Grupo de Resíduos Sólidos, nos quais foram avaliadas a eficiência de todas as marcas de hidróxidos quanto à remoção dos parâmetros de cor e turbidez.

Os ensaios em batelada foram efetuados em uma mesa agitadora (Marca Tecnal – TE 140) e consistiram em adicionar diferentes concentrações de hidróxido de cálcio, na faixa de 0,5 - 3,5g variando a cada 0,25g, em erlenmeyers de 250 ml, contendo 100 ml de lixiviado cada (Figura 3.4). Posteriormente, os frascos foram agitados a 200 rpm por 5 min e após a agitação foram deixados em repouso por 1 hora, para que houvesse a sedimentação dos sólidos. Os parâmetros de cor e turbidez foram analisados no sobrenadante.



**Figura 3.4.** Mesa agitadora utilizada nos ensaios de seleção do agente precipitante.

No final dos ensaios, a eficiência de remoção dos parâmetros avaliados no sobrenadante foi determinada de acordo com a Equação 3.1.

$$E (\%) = [(C_i - C_f) / C_i] \times 100 \quad (\text{Equação 3.1})$$

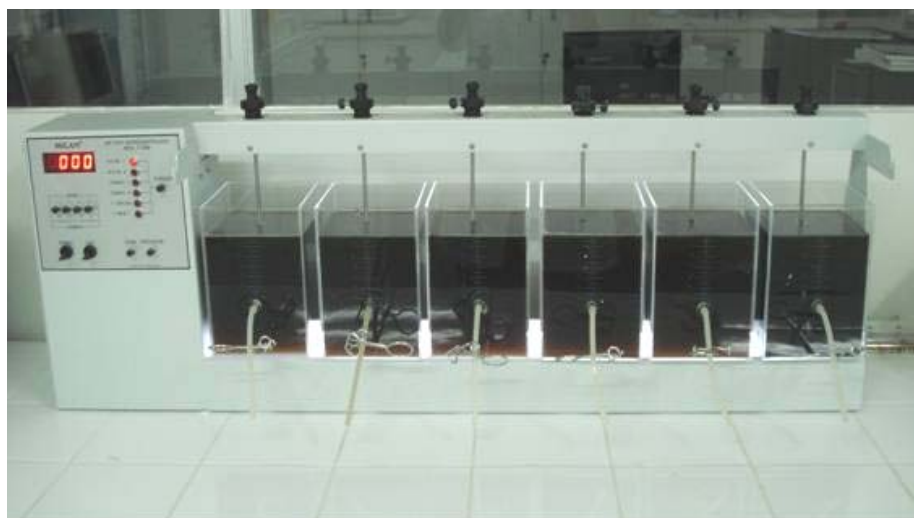
Onde: E = eficiência de remoção, em porcentagem; C<sub>i</sub> = concentração inicial (Lixiviado bruto) e C<sub>f</sub> = concentração final (lixiviado tratado)



### 3.4.1.3 Otimização da dosagem de hidróxido de cálcio

Os ensaios de otimização da dosagem de hidróxido de cálcio foram realizados em um equipamento de reatores estáticos ou comumente denominado “*Jar Test*” (modelo JT-203). O equipamento é composto de seis reatores ou jarros, com a forma tronco-prismática de seção transversal quadrada, com capacidade para 2 litros em cada reator como ilustrado na Figura 3.5. Este equipamento possui controle de rotação (agitação mecânica) ajustável até 120 rpm e capacidade de realizar seis ensaios simultâneos.

Os ensaios no *jar test* foram utilizados com o objetivo de simular em escala de laboratório as condições físicas de precipitação química que poderiam ser observados posteriormente em escala de campo.



**Figura 3.5.** Equipamento de *jar test* utilizado nos ensaios de precipitação química.

Os ensaios de precipitação química utilizando o *jar test* tiveram como finalidade determinar a concentração ótima de hidróxido cálcio tendo como principal parâmetro a remoção de cor a fim de obter um lixiviado clarificado.

Diferentes concentrações de hidróxido de cálcio, na faixa entre 5 a 35 g, foram adicionadas a 1 litro de lixiviado, variando-se essa concentração a cada 2,5g. Os parâmetros agitação e tempo adotados nos ensaios realizados no *jar test* foram de 120 rpm durante 5 min, seguido por um tempo de repouso de 1 hora para que houvesse a sedimentação do lodo. Segundo Nunes (1996), na precipitação com hidróxido de cálcio só há necessidade de mistura rápida.



Definida a melhor dosagem de hidróxido de cálcio para cada amostra de lixiviado, a qualidade do efluente tratado foi analisada. Nessa etapa, utilizando a Equação 3.1, além da eficiência do método de precipitação química na remoção de cor das amostras, foi verificada também a eficiência na remoção de outros parâmetros físico-químicos tais como: turbidez, DQO, DBO, nitrogênio, fósforo, alcalinidade, condutividade, sólidos e metais pesados (ferro, zinco; manganês, cobre, níquel, chumbo e cromo). Visando uma maior confiabilidade nos resultados todas as análises foram realizadas em duplicata.

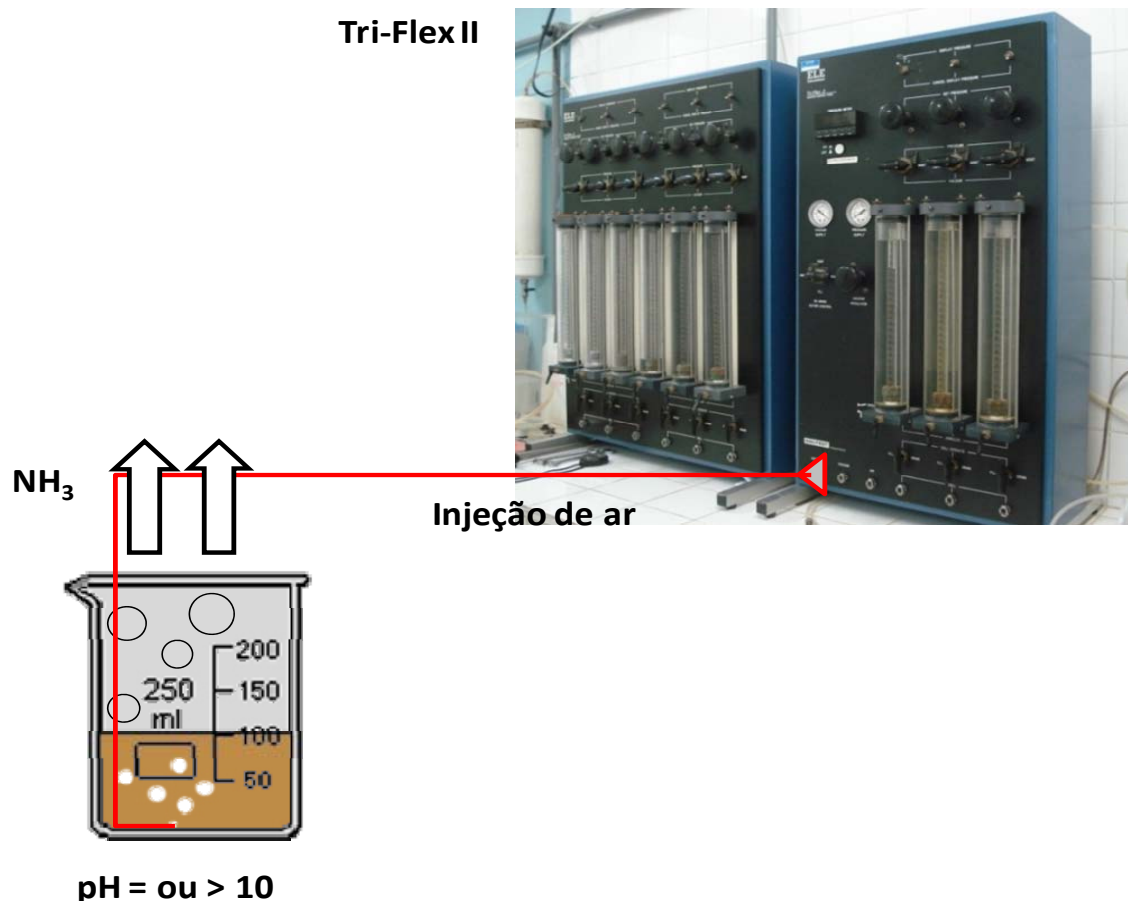
### 3.4.2 *Stripping* de amônia

O *stripping* ou arraste com ar promove a remoção de nitrogênio amoniacal através da injeção de ar, bem como a remoção de outros contaminantes em suspensão. O procedimento para a aplicação do método de *stripping* consiste na elevação do pH do lixiviado para um valor superior a 10, fazendo com que prevaleça no líquido o nitrogênio amoniacal na forma de amônia ( $\text{NH}_3$ ) e posteriormente injeta-se ar para acelerar o processo. Os sobrenadantes das amostras pré-tratadas com hidróxido de cálcio foram empregadas por já se encontrarem na condição de pH adequada (na faixa de 12), decorrente das concentrações previamente definidas. O presente trabalho está baseado na metodologia descrita por Lei *et al.* (2007).

Para avaliar o *stripping* de amônia, propriamente dito, foram utilizadas diferentes vazões de ar (2, 5 e 10 L/min) injetadas no sobrenadante remanescente da precipitação química. A injeção de ar foi realizada através do equipamento denominado Tri-Flex 2 ou permeâmetro de parede flexível - Soil Test - ELE Internacional, que consiste em um painel de controle com colunas de acrílico que podem estar preenchidas com água ou ar, cujo controle da pressão é realizado através de válvulas reguladoras que aumentam ou diminuem a pressão por meio de um compressor de ar. No entanto, a vazão exata de ar injetada foi definida com a ajuda de um anemômetro. Adicionalmente, foram realizados estudos de *stripping* sem aeração.

Todos os ensaios foram realizados em 1 litro de lixiviado pré-tratado colocado em um béquer de 2 litros, sendo as alíquotas das amostras coletadas em intervalos de tempo definidos de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 12 e 24 horas e analisadas quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, DQO, alcalinidade e pH. Durante todo o procedimento, a temperatura de 26 °C no laboratório foi mantida constante. O desempenho desse método foi avaliado em termos de eficiência de remoção dos parâmetros mencionados, obtidos através da Equação 3.1.

Nesta etapa, todas as análises foram realizadas em duplicata. Na Figura 3.6 é apresentado o esquema do procedimento utilizado em laboratório para a realização do *stripping* de amônia.



**Figura 3.6.** Esquema do procedimento utilizado para a realização do *stripping* de amônia.

### 3.4.3 Lodo

#### 3.4.3.1 Determinação do volume e massa do lodo

A quantidade de lodo gerado no pré-tratamento por precipitação química foi determinada através do volume e da massa seca resultantes do tratamento das amostras de lixiviado.

O procedimento experimental consistiu no tratamento de um litro de lixiviado em cada concentração de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  pre-estabelecida. Após o término da etapa de agitação, deixou-se o efluente em repouso durante 1 hora em cone de Imhoff (Figura 3.7), para a quantificação do volume de lodo sedimentado. Posteriormente, para a avaliação da massa de

lodo gerado, o volume de sólidos sedimentados foi transferido para um béquer de 500 ml, colocado para secar em estufa a 65 °C até constância de massa e pesados em balança analítica a fim de determinar o peso seco.



**Figura 3.7.** Cone de Imhoff utilizado para a determinação do volume do lodo.

#### *3.4.3.2 Caracterização quanto à periculosidade*

O volume de lodo, obtido da mistura de duas amostras de lixiviado, foi seco em estufa a uma temperatura entre 30 e 35 °C por aproximadamente uma semana. Nesse procedimento, a temperatura utilizada teve por objetivo minimizar as possíveis alterações na composição orgânica do lodo, evitando assim alterações no resultado da caracterização. Em seguida, a massa de lodo seca foi conservada a 4 °C e enviada ao laboratório para caracterização qualitativa baseados em ensaios de solubilização e lixiviação seguindo as NBRs 10005 e 10006 (ABNT, 2004b; ABNT, 2004c). Com base nos resultados dos respectivos ensaios, o lodo foi classificado em termos de sua periculosidade de acordo a NBR 10004 (ABNT, 2004a). As metodologias desses ensaios encontram-se em Anexo II.

As análises e classificação do lodo gerado no método de precipitação química foram realizadas no SGS Geosol Laboratório Ltda, localizado em Belo Horizonte - MG. Ressalta-se que a metodologia mencionada, quanto à utilização das temperaturas de secagem e conservação, foram seguidas de acordo com os procedimentos utilizados no laboratório supracitado.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização das amostras de lixiviado

Nos estudos dos métodos físico-químicos foram empregadas amostras de lixiviado coletadas em diferentes períodos do ano. As coletas foram realizadas em janeiro, março e outubro do ano de 2007 e janeiro do ano de 2008. No entanto, para facilitar a referência de cada uma das amostras, essas foram denominadas como: 1, 2, 3 e 4, seguindo a ordem das coletas. Os resultados da caracterização são apresentados na Tabela 4.1 e 4.2, sendo esses resultados discutidos ao longo do capítulo.

**Tabela 4.1.** Resultado da caracterização das diferentes amostras coletadas no período de 2007 e 2008.

Parâmetros	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4
pH	7,6 ± 0,1	7,8 ± 0,1	8,6 ± 0,1	8,4 ± 0,1
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	N.A.	4526 ± 0,0	3130 ± 0,0	3190 ± 0,0
DQO (mg/L)	8416 ± 82	8261 ± 42	4335 ± 56	4735 ± 50
DBO/DQO	N.A.	0,55	0,71	0,68
Cor (Hazen)	12800 ± 95	14535 ± 21	8435 ± 191	11610 ± 141
Turbidez (NTU)	280 ± 10	285 ± 5	130 ± 12	188 ± 5
Condutividade (µS/cm)	21.470 ± 81	21.740 ± 14	24.021 ± 56	19.896 ± 104
Alcalinidade Total (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	N.A.	5833 ± 141	8183 ± 23	7433 ± 188
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	N.A.	1279 ± 1,4	1773 ± 2,8	1470 ± 3,5
Fósforo total (mg/L)	22,0 ± 0,1	4,7 ± 0,1	12,8 ± 0,0	15 ± 0,6
ST (mg/L)	10120 ± 107	13810 ± 99	11330 ± 70	11194 ± 136
SST (mg/L)	1290 ± 80	1959 ± 12,7	675 ± 134	1030 ± 119
SDT (mg/L)	8830 ± 112	11851 ± 58	10655 ± 205	10164 ± 255

N.A. - não analisado

Em alguns dos parâmetros analisados as amostras apresentaram similaridade, principalmente entre as Amostras 1 e 2 e entre 3 e 4, apesar delas terem sido coletadas em épocas diferentes e com intervalos de tempo que variaram de dois a sete meses.

Dentre os parâmetros normalmente utilizados para a caracterização de lixiviado destaca-se a DBO e a DQO, por indicarem de maneira indireta a concentração de matéria orgânica passível ou não de serem oxidadas. Nas amostras analisadas, os valores de DBO<sub>5</sub> e DQO variaram no intervalo de 3245 - 4526 mg/l e 4335 - 8416 mg/l, sendo os maiores e menores valores encontrados nas Amostras 1 e 3, respectivamente. Esses resultados quando comparados a Tabela 2.3 no Capítulo 2, indicam que os valores de tais parâmetros encontrados nas amostras de lixiviado analisadas estão dentro da faixa mais provável para aterros brasileiros. Apesar das análises de DBO e DQO serem parâmetros importantes, estas apresentam limitações para a caracterização de matéria orgânica para um efluente tão complexo quanto lixiviado de aterro sanitário.

As células de um aterro de resíduos funcionam como um grande reator biológico, dentro do qual ocorrem diversos processos de conversão da matéria orgânica. Considerando uma evolução natural do processo de degradação, com o tempo, as frações facilmente degradáveis dos RSU vão diminuindo, e os teores de materiais não degradáveis e de difícil degradação vão aumentando em termos percentuais, alterando a biodegradabilidade do lixiviado que pode ser avaliada em função da relação DBO/DQO (ALCÂNTARA, 2007).

Aterros novos geram lixiviado com relação DBO/DQO em torno de 0,5, enquanto que em aterros antigos esta relação se aproxima de 0,2. A relação é menor porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos que não são prontamente biodegradáveis (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). Portanto, quanto maior a razão entre a DBO<sub>5</sub> e a DQO, mais facilmente o lixiviado será tratado biologicamente. Para a referida relação às Amostras 3 e 4 apresentaram valores de aproximadamente 0,7, enquanto na Amostra 2 foi encontrada uma relação de 0,5, logo essas amostras são classificadas como um lixiviado biodegradável, característico de aterro novo.

O pH é um parâmetro que influencia as reações químicas e bioquímicas, além de ser indicador da agressividade do lixiviado e das condições aeróbias versus anaeróbias dos resíduos (ALCÂNTARA, 2007; EL-FADEL *et al.*, 2002). Os valores de pH das quatro amostras encontravam-se na faixa de 7,6 a 8,6 (Tabela 4.1), indicando um pH alcalino característico de aterros com idade em torno de 10 anos e típicos da fase metanogênica (pH>7). Segundo os dados do levantamento realizado por Souto & Povinelli (2007) (Tabela

2.3), estes valores de pH encontram-se dentro da faixa de valores mais prováveis para os aterros brasileiros.

No caso particular das amostras estudadas nessa pesquisa, levando em consideração tais parâmetros, pode-se dizer que estas apresentaram características correspondentes tanto a um lixiviado novo quanto a um lixiviado na fase metanogênica, dessa forma sugere-se que as referidas amostras sejam classificadas como um lixiviado novo a mediano.

A presença de características distintas dá-se pelo fato que o Aterro da Muribeca (PE), apesar de possuir resíduos aterrados com mais de 20 anos, continua em plena operação até os dias de hoje. Portanto, as alterações nas características físico-químicas são mais intensas em lixiviado proveniente de células em operação do que em lixiviado de células antigas e totalmente fechadas.

Clément & Merlin (1995), através de cálculos utilizando regressão matemática aplicada aos parâmetros físico-químicos e toxicológicos, obtiveram a confirmação de que a alcalinidade e a amônia podem ser os principais contribuintes para a toxicidade atribuída ao lixiviado. Dessa forma, faz-se necessário que o pH e a alcalinidade do lixiviado, que será lançado no corpo receptor, sejam controlados, para não criar condições favoráveis para o surgimento de amônia na forma tóxica.

Um efluente que apresenta nitrogênio amoniacal em concentrações de 500 a 1000 mg/L, juntamente com valores de DQO acima de 2000 mg/L e alta alcalinidade, é considerado como de difícil tratamento por método biológico, principalmente devido a alta toxicidade do nitrogênio (CLÉMENT & MERLIN, 1995). Tanto nitrogênio amoniacal, quanto alcalinidade foram medidos nas Amostras 2, 3 e 4 e essas apresentaram valores na faixa de 1280 - 1175 mg/L e 5830 - 8180 mg/L, respectivamente.

A intensidade da cor do lixiviado de aterros é conferida basicamente pela presença de substâncias recalcitrantes de alto peso molecular, denominada húmicas, que estão presentes na matéria orgânica natural (RENOU *et al.*, 2007), enquanto a turbidez é devida à presença de partículas em estado coloidal, em suspensão, de natureza orgânica ou inorgânica e outros organismos microscópicos (SAWYER *et al.*, 2003). Os valores de cor foram elevados entre 8435 - 14535 Hz, enquanto para a turbidez, os valores médios foram de 282 NTU para Amostra 1 e 2, e valores de 160 NTU para as Amostras 3 e 4 (Tabela 4.1).

Variações nas concentrações de outros constituintes presentes em lixiviados, tais como fósforo, cloretos, magnésio, cálcio, sulfato, sólidos dissolvidos e suspensos, normalmente estão relacionados com a idade do aterro. No entanto, de acordo com o estudo apresentado por Kulikowska & Klimiuk (2007), a concentração destes constituintes podem

ser mais dependentes das variações das estações do ano do que propriamente da idade do aterro.

As concentrações de sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais nas amostras estudadas situaram-se no intervalo de 10120 - 11330 mg/L, 910 - 1960 mg/l e 8580 - 10164 mg/l, respectivamente. Em termos de sólidos, predominam no lixiviado os sólidos dissolvidos, ao contrário dos efluentes domésticos, onde predominam os sólidos suspensos (SOUTO & POVINELLI, 2007).

A condutividade elétrica de um material é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions dependendo da temperatura. Os eletrólitos ionizados na massa de resíduos sólidos ou dissolvidos no lixiviado são capazes de conduzir corrente elétrica. Os íons metálicos geralmente se combinam com compostos não metálicos (ácidos ou bases) chamados de ligantes. Num aterro sanitário os ligantes mais comuns são certos ânions (cloretos, fosfatos, sulfatos), nitrogênio, ácidos húmicos e os aminoácidos (CASTILHOS JR, 2003 *apud* FIRMO, 2006). Em todas as amostras analisadas os valores de condutividade variaram entre 19890 a 24020  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , sendo o maior e menor valor localizado, respectivamente, nas Amostras 3 e 4.

Os valores de condutividade elétrica supracitados, das amostras do Aterro da Muribeca-PE, encontram-se acima da faixa mais provável para aterros brasileiros (Tabela 2.4). Os altos valores de condutividade elétrica são reflexos dos elevados teores de sólidos totais apresentados nas amostras analisadas, dos quais a maior parte encontra-se dissolvida.

O Fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos e também essencial para o crescimento das algas, podendo, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização (VON SPERLING, 1996). Na caracterização das amostras também foram determinadas as concentrações de fósforo, cujos valores variaram na faixa de 4,7 - 22,0 mg/L.

Por fim, os teores medidos de alguns metais pesados nas amostras são apresentados na Tabela 4.2, que também apresenta os limites de lançamento exigidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 357/05). Dentre os valores de metais pesados apresentados, observa-se que a maioria desses estão bem abaixo dos valores máximo permitido para lançamento de efluentes em corpos receptores, exceto os teores de Fe na Amostra 2, e Pb nas Amostras 3 e 4, que se encontram acima do padrão de lançamento.

Os resíduos sólidos municipais depositados em aterros sanitários possuem uma composição bastante heterogênea, que vai desde a matéria orgânica, até materiais como lâmpadas, baterias, pilhas comuns e alcalinas, fungicidas, tintas, produtos farmacêuticos,

latas, entre outros que se apresentam como possíveis origens de metais pesados, como por exemplo: cádmio, chumbo, níquel, mercúrio, manganês, ferro (SEGATO & SILVA, 2000).

Ressalta-se que os valores máximos permitidos pela Legislação Brasileira para o lançamento de efluentes, referem-se aos valores de metais dissolvidos. No entanto, os valores das concentrações medidas nas amostras analisadas são referentes às concentrações de metais totais. Esses dados confirmam a afirmação de que nos efluentes líquidos provenientes de aterros sanitários de resíduos domésticos, as concentrações desses elementos são normalmente baixas, e os riscos de contaminação ambiental devem-se mais aos processos de acumulação (EHRIG, 1989 *apud* ALCÂNTARA, 2007; CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

A concentração de metais, entre outros fatores, está associada à fase do processo de degradação, uma vez que nas fases onde se verifica a elevação do pH, ocorre, uma diminuição na solubilização desses elementos reduzindo as suas concentrações no lixiviado. Logo, o pH alcalino das amostras de lixiviado estudadas implica que grande parte dos metais pesados podem ter sido precipitados sob a forma de hidróxidos, pois a baixa concentração de metais é típica de aterros estabilizados na fase metanogênica (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

**Tabela 4.2.** Resultados das análises de metais presentes nas amostras brutas de lixiviado e os respectivos limites de lançamento para efluentes em corpos receptores.

Elementos	Amostra 2 (mg/L)	Amostra 3 (mg/L)	Amostra 4 (mg/L)	*VMP (mg/L)
Fe	48,07	6,79	6,46	15,0 (dissolvido)
Mn	0,48	0,26	0,26	1,0 (dissolvido)
Zn	1,33	2,32	1,05	5,0
Cu	0,21	0,97	N.D.	1,0 (dissolvido)
Ni	N.D.	0,25	0,22	2,0
Pb	0,22	4,47	2,7	0,5
Cr	0,23	0,4	N.D.	0,5

\*Valores Máximos Permitidos por Lei para lançamento de efluentes determinados pela Resolução CONAMA 357/05. N.D. – Não detectado.



## 4.2. Precipitação química

### 4.2.1. Ensaio preliminares

O principal objetivo desta etapa foi determinar dentre as marcas de hidróxido de cálcio ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), aquela que apresentasse menor quantidade de impurezas determinada pela caracterização química e melhor eficiência na remoção dos parâmetros cor e turbidez, obtidos nos ensaios de batelada. Os testes foram realizados em apenas uma das amostras de lixiviado estudadas, a Amostra 1.

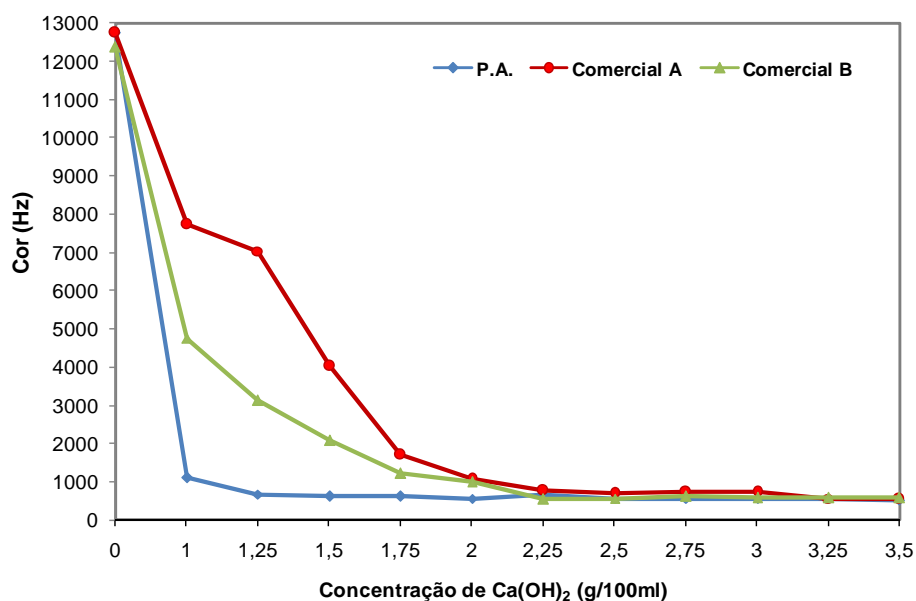
As cales hidratadas comerciais podem conter impurezas na sua matéria prima, uma vez que a qualidade química do produto depende das características e das impurezas contidas na rocha que lhe deu origem. A cal hidratada é composta basicamente de óxidos, sendo eles classificados como óxidos totais ( $\text{CaO} + \text{MgO}$ ) e óxidos não hidratados ( $\text{CaO} + \text{MgO}$ ) (NBR-7175/2003). Os óxidos não hidratados representam a quantidade de cal virgem que não hidratou com a água e quanto maior essa quantidade, menor a fração de cal hidratada efetivamente no produto final. Os óxidos totais indicam a qualidade da cal, pois quanto maior for a fração de impurezas presentes na amostra, menor será a fração de óxidos totais (INMETRO, 2008).

Os resultados da caracterização química, apresentados na Tabela 3.3 citada no Capítulo 3, apontam as percentagens de óxidos encontradas nas três amostras de hidróxido de cálcio, dentre eles os principais são os óxidos de cálcio e magnésio. A NBR 6473/2003 especifica que a cal hidratada deve ter no mínimo de 67% de  $\text{CaO}$ , máximo de 3% de  $\text{MgO}$  e um mínimo de 89% de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , logo as três marcas avaliadas encontram-se dentro da norma. Alguns óxidos, tais como  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ , podem ser considerados impurezas e esses podem interferir na qualidade da cal hidratada. Portanto, dentre as marcas de hidróxido de cálcio analisadas, a comercial A apresenta a maior percentagem dessas impurezas que representam 1,8% do total, enquanto as outras apresentam uma percentagem de 0,46% para a cal P.A. e 0,66% para a comercial B.

De acordo com a caracterização química, a cal P.A e comercial B são as mais indicadas para a realização do procedimento experimental, no entanto esse resultado não é suficiente para definir qual dessas amostras comerciais deve ser usada, devido à semelhança química existente entre elas. Dessa forma, faz-se necessário verificar o desempenho das mesmas no tratamento do lixiviado, além de se fazer uma avaliação de custo.

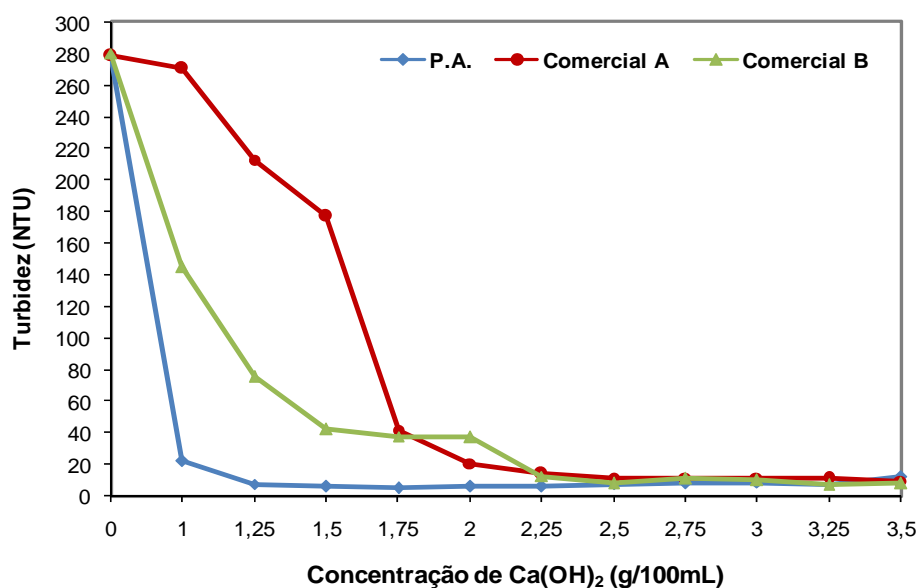
Nos ensaios preliminares de precipitação química foram adicionadas diferentes concentrações de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  em 100 ml de lixiviado, variando de 1 a 3,5g, visando obter uma maior remoção visível de cor e turbidez a partir de uma menor concentração. Nas Figuras 4.1 e 4.2 encontram-se os perfis de remoção de cor e turbidez em função da concentração de diferentes marcas de hidróxido de cálcio testadas.

A cor inicial do lixiviado correspondente a Amostra 1 foi de 12800 Hz e baseada na relação maior remoção e menor concentração, pode ser observado na Figura 4.1 que o melhor resultado de remoção para esse parâmetro corresponde ao hidróxido de cálcio P.A., seguido da comercial B. Para a menor concentração (1g/100ml) o hidróxido de cálcio P.A. removeu aproximadamente 91%, enquanto os comerciais A e B removeram cerca de 39% e 63%, com valores de cor final de 1111, 7737 e 4761 Hz, respectivamente.



**Figura 4.1.** Perfis de remoção de cor do lixiviado em função da concentração de diferentes marcas de hidróxido de cálcio.

Os perfis da remoção de turbidez em função da concentração de diferentes marcas de hidróxido de cálcio são apresentados na Figura 4.2. Os resultados obtidos com a menor concentração (1g/100ml) foram de aproximadamente 92% para o hidróxido de cálcio P.A., 3,5% para a comercial A e 48% para a comercial B. O valor de turbidez inicial da Amostra 1 foi de 280 NTU e após a adição das diferentes marcas de hidróxido de cálcio, a turbidez foi reduzida para valores compreendidos entre 22 e 270 NTU.



**Figura 4.2.** Perfis de remoção de turbidez do lixiviado em função da concentração de diferentes marcas de hidróxido de cálcio.

De acordo com a literatura, o hidróxido de cálcio tem a capacidade de precipitar sólidos em suspensão no lixiviado e apresenta bons resultados tanto na redução da cor quanto da turbidez, alcançando uma remoção de cerca de 70 a 90 % desses parâmetros (AMOKRANE *et al.*, 1997). Os resultados obtidos com o hidróxido de cálcio P.A. estão em conformidade com os apresentados na literatura, o mesmo não pode ser dito para as outras duas marcas que apresentaram valores abaixo dos citados.

Avaliando-se os resultados descritos nas Figuras 4.1 e 4.2 e com base na Tabela 3.3, denota-se claramente que o hidróxido de cálcio P.A. apresentou uma menor quantidade de impurezas na sua composição e conseqüentemente, uma melhor eficiência de remoção dos parâmetros físicos de cor e turbidez. Porém, na prática verifica-se que o uso desse tipo de hidróxido é inviável economicamente tanto nesta pesquisa quanto em uma possível aplicação em escala de campo, devido a seu elevado custo em relação às outras marcas comerciais testadas (Tabela 3.2, descrita no Capítulo 3). Logo, optou-se em utilizar nesta pesquisa o hidróxido comercial B por apresentar um bom desempenho na remoção de cor e turbidez, por ser mais puro em relação à comercial B e por ser acessível economicamente.

#### 4.2.2. Otimização da dosagem de hidróxido de cálcio

A precipitação química com hidróxido de cálcio, utilizada como pré-tratamento de lixiviado, teve como propósito verificar o desempenho desse método quanto à remoção principalmente de cor, determinando assim uma dosagem ótima do agente precipitante para cada Amostra de lixiviado estudadas. Adicionalmente, foi avaliada nas amostras a remoção de outros parâmetros orgânicos e inorgânicos relevantes em termos ambientais e que variam dependendo das características do lixiviado, tais como: turbidez, DBO, DQO, alcalinidade, condutividade, fósforo, nitrogênio, sólidos e metais.

##### 4.2.2.1 Cor e pH

O parâmetro cor é de grande importância nos estudos de tratamento de lixiviado, principalmente quando se trata da poluição devido ao descarte em corpos hídricos ou da eficiência de métodos biológicos (lagos), uma vez que no Brasil esses ainda são os mais utilizados.

A elevada cor do lixiviado impede a absorção da luz no meio, interferindo assim no mau funcionamento de um sistema biológico, uma vez que inibi processos metabólicos tais como a fotossíntese e, conseqüentemente, reduz a produção do oxigênio essencial para a degradação da matéria orgânica. Devido a esses fatores, torna-se importante a remoção de cor no tratamento desse tipo de efluente.

A intensidade da cor do lixiviado de aterros sanitários é dada pela presença de sólidos dissolvidos, principalmente materiais em estado coloidal orgânico e inorgânico. Dentre os materiais orgânicos, destacam-se as substâncias húmicas, que são resultados da decomposição natural da matéria orgânica. Os óxidos de ferro e manganês são os principais elementos inorgânicos (SAWYER *et al.*, 2003).

Baseados em diversos estudos focados principalmente em tratamento de águas superficiais e subterrâneas, a precipitação química com hidróxido de cálcio é capaz de remover moléculas orgânicas recalcitrantes de alto peso molecular, tais como os ácidos húmicos e fúlvicos (RENOU *et al.*, 2008), bem como metais pesados na forma de hidróxido (KURNIAWAN *et al.*, 2006b).

A cor foi definida como principal parâmetro para a determinação da concentração de hidróxido de cálcio em cada uma das amostras de lixiviado estudadas. Os ensaios realizados em *jar test*, indicaram as melhores dosagens de  $\text{Ca(OH)}_2$  para obtenção do efluente

clarificado, para isso diversas concentrações desse agente precipitante, variando de 0 a 35 g/L, foram testadas nas diferentes amostras de lixiviado. As amostras analisadas nesta etapa foram as denominadas 2, 3 e 4.

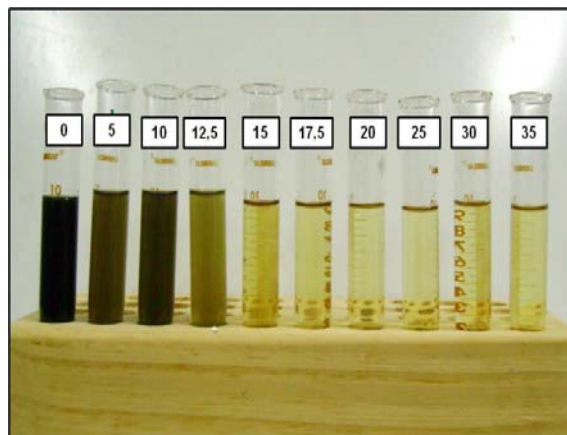
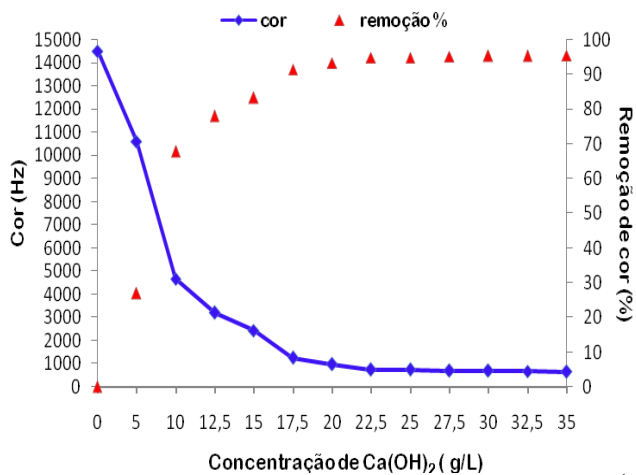
De modo geral, os resultados mostraram que a clarificação do lixiviado ocorreu progressivamente com o aumento da concentração de  $\text{Ca(OH)}_2$ , sendo observada que a cor marrom escuro a preta inicial muda gradualmente de marrom claro a amarelo translúcido (Figura 4.3). Essa coloração amarela é observada quando se atinge a melhor dosagem de hidróxido de cálcio. Segundo Metcalf & Eddy (2003), o grau de clarificação de um efluente irá depender da quantidade de agente químico utilizado.

Os valores iniciais de cor medidos nas amostras brutas de lixiviado variaram na faixa de 8435 - 14535 Hz e após o tratamento com o método de precipitação química foi alcançada uma redução significativa de cor, superior a 60%, com valores na faixa de 2400 - 3000 Hz. A redução progressiva de cor obtida com o aumento das concentrações de  $\text{Ca(OH)}_2$ , bem como os gráficos de redução de concentração versus remoção em porcentagem para cada uma das amostras analisadas encontram-se na Figura 4.3.

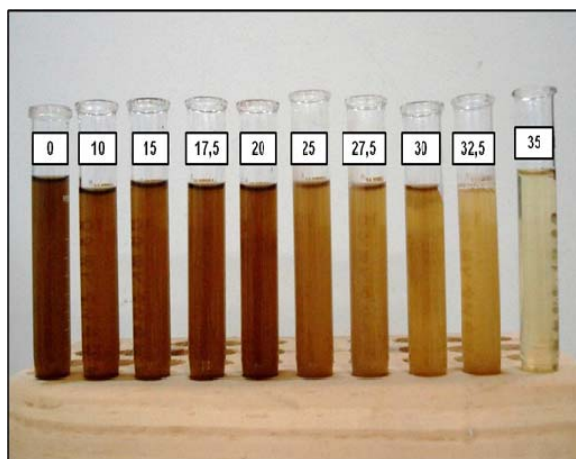
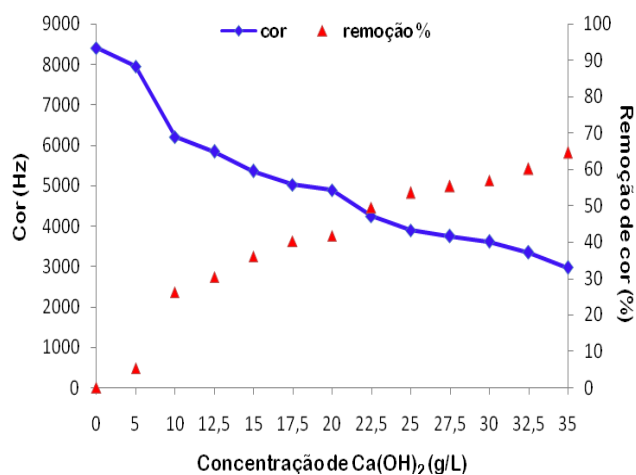
As concentrações determinadas para alcançar a maior redução de cor visível na amostragem (levando em consideração o tempo de agitação e sedimentação adotados), assim como as características das amostras de lixiviado e as respectivas percentagens de remoção são apresentadas na Tabela 4.3. Os resultados sumarizados na referida tabela mostram que as concentrações de  $\text{Ca(OH)}_2$  consideradas adequadas para obter um lixiviado clarificado foram de 15 e 35 g/L, cujo valores mínimos e máximos de remoção de cor foram de 65% e 86%.

**Tabela 4.3.** Ensaio de precipitação química mediante adição de diferentes concentrações de hidróxido de cálcio para remoção de cor: característica do lixiviado, consumo e eficiência de remoção.

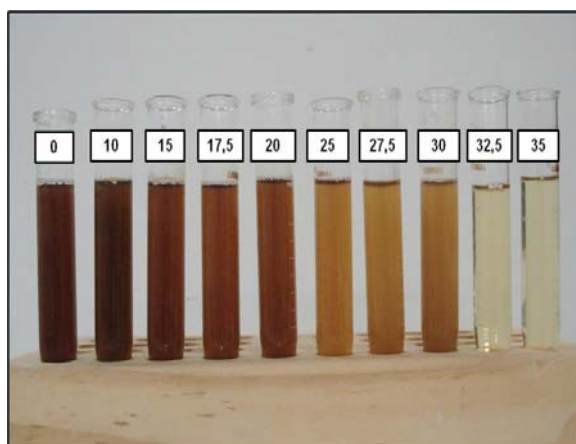
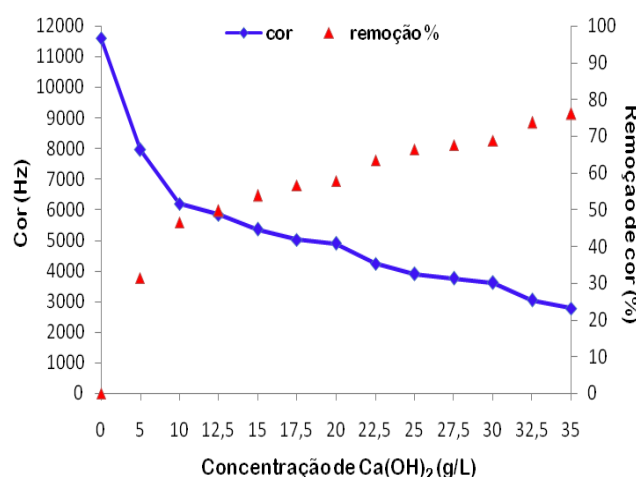
Amostragem	Resultados			
	Cor (Hz)		Concentração de $\text{Ca(OH)}_2$ (g/l)	Eficiência %
	Bruto	Tratado		
2	14535	2420	15	85,5
3	8435	2970	35	64,8
4	11610	2770	35	76,1



(a)



(b)



(c)

**Figura 4.3.** Gráficos e Fotografias ilustrativas da remoção gradual de cor em diferentes amostras de lixiviado analisadas ( a – Amostra 2, b – Amostra 3 e c - Amostra 4 ) promovida pelo aumento progressivo da concentração de hidróxido de cálcio.

A concentração de hidróxido de cálcio estabelecida para cada uma das amostras foi baseada na dosagem que primeiro apresentasse a coloração desejada (amarelada), uma vez que a partir desse ponto a cor visível permanecia constante. Na Figura 4.3 (a), referente à Amostra 2, pode ser observada uma curva correspondente a remoção gradual de cor em função da adição de  $\text{Ca(OH)}_2$ , cujo comportamento é decrescente tendendo a estabilização. O mesmo não foi observado nas demais amostras analisadas.

A Amostra 3 (Figura 4.3c) aparentemente atingiu a coloração desejada com 32,5 g/L de  $\text{Ca(OH)}_2$ , no entanto optou-se em descrever os resultados correspondentes a concentração de 35 g/L, uma vez que não houve uma diferença significativa nos valores de correspondentes a remoção de cor.

O aumento da concentração de hidróxido de cálcio provavelmente determinaria o aumento da eficiência, no entanto isso não foi verificado, pois a maior remoção de cor foi observada na Amostra 2 tratada apenas com 15g/L, enquanto que nas Amostras 3 e 4 tratadas com a concentração de 35 g/L de  $\text{Ca(OH)}_2$  foram obtidos menores valores de remoção desse parâmetro. Logo, nesta pesquisa, não foi possível estabelecer uma correlação entre concentração de  $\text{Ca(OH)}_2$  e remoção de cor.

As amostras de lixiviado analisadas foram coletadas em diferentes meses do ano, porém as Amostras 3 e 4 apresentaram características físico-químicas semelhantes (conforme Tabela 4.1). Estas semelhanças, possivelmente explicam o fato de tais amostras terem sido tratadas com a mesma concentração de  $\text{Ca(OH)}_2$ .

A Figura 4.4 ilustra de um modo geral a diferença de cor visível antes e após o tratamento com precipitação química.



**Figura 4.4.** Lixiviado antes (à esquerda) e pós tratado por precipitação química com hidróxido de cálcio (à direita).

Explicações para justificar os resultados apresentados, os quais dizem respeito às diferentes concentrações de hidróxido de cálcio utilizadas nas referidas amostras, são difíceis devido ao número de amostras terem sido limitadas. No entanto, podem-se indicar algumas possíveis causas para a disparidade das concentrações.

Os ensaios no *jar test* demandaram concentrações “elevadas” de  $\text{Ca(OH)}_2$  para que fossem verificadas remoções de cor mais significativas nas diferentes amostras. As condições experimentais podem ter influenciado na determinação da concentração “ótima”, ou seja, o tempo de agitação adotado (5 minutos a 120 rpm) talvez não tenha proporcionado a mesma eficiência obtida na Amostra 2, na qual a concentração de 15g/L utilizada é compatível com a literatura (AMOKRANE *et al.*, 1997), sendo esse insuficiente para a remoção de cor nas Amostras 3 e 4 quando foi utilizada uma concentração inferior a 35g/L. Apesar disso, a concentração de 35g/L proporcionou um resultado final de remoção de cor satisfatório (superior a 60%). Assim é possível sugerir que o aumento do tempo de agitação pode vir a reduzir as concentrações de  $\text{Ca(OH)}_2$ , porém estudos mais detalhados desse parâmetro devem ser realizados.

A cor do lixiviado de aterros sanitários é dada pela presença de sólidos dissolvidos, principalmente materiais em estado coloidal orgânico e inorgânico. A remoção de cor utilizando o método de precipitação química mostrou diferenças significativas entre as amostra de lixiviado estudadas, devido principalmente às características peculiares de cada uma dessas.

Na Amostra 2, a remoção de cor está mais associada à precipitação de sólidos dissolvidos inorgânicos, visto que essa amostra apresenta uma elevada concentração de ferro em relação às demais amostras analisadas (Tabela 4.2). A elevada concentração de ferro encontrada em lixiviado ocorre possivelmente devido à lixiviação do solo de cobertura das células e base do aterro, visto que praticamente todas as rochas e solos contêm, pelo menos, traços de ferro (OLIVEIRA & JUCÁ, 2004; ALCÂNTARA, 2007). Tal fato, justificaria a menor concentração de  $\text{Ca(OH)}_2$  utilizada nessa amostra, uma vez que os metais pesados são facilmente precipitados em pH alcalino.

Por outro lado, nas Amostras 3 e 4, a cor possivelmente está relacionada com a presença de matéria orgânica (substâncias húmicas), necessitando de uma maior adição de hidróxido de cálcio para favorecer a precipitação. As substâncias húmicas podem causar uma coloração amarela, marrom ou preta em efluentes (ZOUBOULIS *et al.*, 2004). Ressalta-se que estas substâncias possuem estruturas complexas, o que dificulta a compreensão de suas possíveis interações químicas com o hidróxido de cálcio.



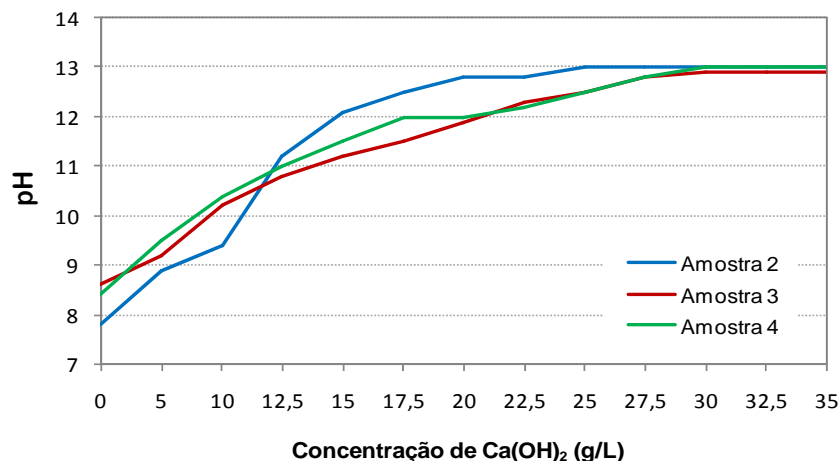
É importante salientar que a remoção de cor com a adição de  $\text{Ca(OH)}_2$  está ligada a geração de lodo, como consequência da precipitação de constituintes orgânicos e inorgânicos presentes no lixiviado, bem como do próprio agente precipitante. Portanto, a utilização de dosagens mais elevada para remover eficientemente a cor das amostras de lixiviado foi necessária devido ao hidróxido de cálcio ser uma base pouco solúvel em água.

Diante dos resultados expostos, o tratamento mencionado apresentou significativa eficiência na remoção de cor para as amostras de lixiviados analisadas, as quais apresentaram características de lixiviado novo a mediano. No entanto, a literatura relata a aplicação do método de precipitação química com hidróxido de cálcio para remoção de cor apenas para lixiviado estabilizado e efluente têxtil (SALEM *et al.*, 2008; GEORGIU *et al.*, 2003), mostrando ser um método eficiente para efluentes com diferentes características.

A cor do lixiviado pode ser influenciada também pelo pH. Na referida pesquisa, o pH alcalino atingido com a adição de  $\text{Ca(OH)}_2$  pode ter contribuído para a redução da cor visível. Sabe-se que este parâmetro pode ter um efeito bastante importante sobre métodos físico-químicos, favorecendo ou não determinadas reações. Por outro lado, o elevado valor de pH pode não ter favorecido a remoção dos demais parâmetros físico-químicos avaliados nesta pesquisa.

A variação de pH referente as concentrações de hidróxido de cálcio de 15 g/L e 35g/L, para as referidas amostras, atingiram valores compreendidos entre 12 e 13, como mostra a Figura 4.5. O hidróxido de cálcio, por se uma base forte, eleva o pH mesmo com pequenas concentrações, além disso pode ser observado que após determinada concentração o pH se mantêm constante.

Valores de pH superiores a 11 são considerados ótimos para a remoção de nitrogênio amoniacal através do método de “*stripping*” (LOPES *et al.*, 2003; CHEUNG *et al.* 1997), etapa subsequente neste trabalho.

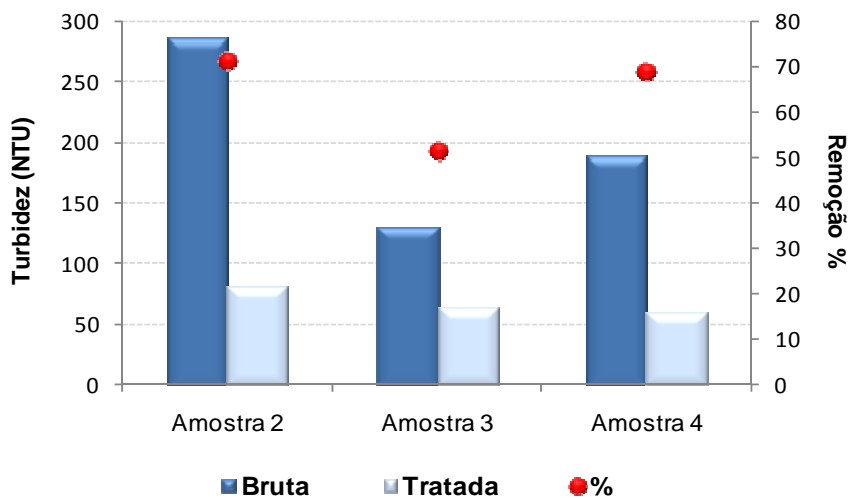


**Figura 4.5.** Comportamento do pH para cada uma das amostras analisadas, em função das dosagens de hidróxido de cálcio.

#### 4.2.2.2 Turbidez

A turbidez foi outro parâmetro importante na indicação da eficiência do método de precipitação química, pois a sua redução indica a remoção de sólidos em suspensão no lixiviado tratado, que podem contribuir também na cor do lixiviado.

O tratamento com Ca(OH)<sub>2</sub> nas concentrações definidas de 15 e 35 g/L, ocasionou a redução dos valores de turbidez de 103, 188 e 285 NTU das Amostras brutas 2, 3 e 4, para valores de 82, 63 e 59 NTU, respectivamente. As percentagens de remoção correspondentes as amostras tratadas, após uma hora de sedimentação, encontram-se compreendida entre 50 a 70% (Figura 4.6). Tais valores de percentagens foram bastantes significativos independentes das concentrações de Ca(OH)<sub>2</sub> utilizadas.



**Figura 4.6.** Remoção de turbidez obtida para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando Ca(OH)<sub>2</sub>.

Lei *et al.* (2007), fazendo uso do mesmo método no tratamento de um efluente pré-tratado anaerobicamente, alcançaram 82,5% de remoção de turbidez após um tempo de sedimentação bem superior (24 horas) ao empregado na pesquisa.

Goel & Chaudhuri (1996) relatam a aplicação do método de precipitação com hidróxido de cálcio no tratamento de efluente municipal e obtiveram uma remoção de cerca de 60-61% da turbidez. Apesar das características deste tipo de efluente ser diferentes do lixiviado de aterro sanitário, foi possível observar valores significativos na remoção de turbidez utilizando esse tipo de método de tratamento.

Os materiais em suspensão e coloidais, incluindo bactéria, são removidos num complexo de reações químicas e processos físicos como resultado da adição de cal (PIMENTEL, 2007). Segundo Metcalf & Eddy (2003), é possível obter um efluente claro, livre de matéria orgânica em suspensão e em estado coloidal por precipitação química.

Nesta pesquisa, foi verificado que a precipitação química ocasionou uma expressiva remoção de sólidos suspensos totais para as amostras analisadas, apresentando valores compreendidos entre 43 a 71%. Os Resultados de SST antes e após a precipitação química, bem como a eficiência de remoção são apresentados na Tabela 4.4.

**Tabela 4.4.** Resultados de Sólidos Suspensos Totais nas amostras de lixiviado bruto, após a precipitação química com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  e eficiência de remoção do tratamento.

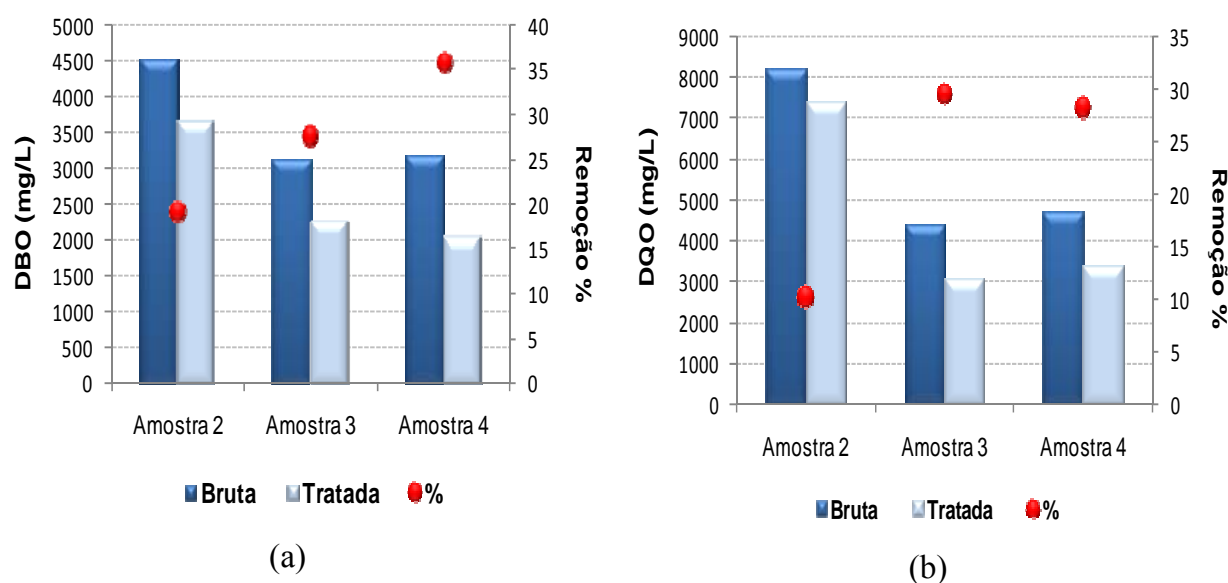
Amostragem	Resultados de Sólidos Suspensos Totais		
	Bruto (mg/L)	Tratado (mg/l)	Eficiência %
2	1959	958	51,1
3	675	386	42,8
4	1030	298	71

#### 4.2.2.3 DBO e DQO

As concentrações iniciais de DBO nas três amostras de lixiviado estudadas encontram-se na faixa de 3100 - 4500 mg/L, sendo essas reduzidas para valores pouco significativos entre 2050 – 3700 mg/L, após a adição de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Comportamento semelhante pode ser observado ao analisar os teores de DQO, cujos valores iniciais de 4420 - 8260 mg/L foram reduzidos, após o tratamento, para valores entre 3100 – 7400 mg/L. As eficiências encontradas foram de 19 a 35,7% de DBO e 10,3 a 28,6% de DQO, esses valores são apresentados nas Figuras 4.7.

Os valores correspondentes à remoção de matéria orgânica, expressa como DBO e DQO foram relativamente baixos, porém estes estão em concordância com Amokrane *et al.* (1997) que relatam remoção entre 20-40% em lixiviado. Schoeman (2008) e alguns Pesquisadores citados por Qasin & Chiang (1994) afirmam que a remoção de DBO e DQO por precipitação química é realmente pequena, ou seja, presume-se que as substâncias recalcitrantes e medianamente biodegradáveis permanecem no lixiviado após o tratamento.

Os resultados mostram que a remoção de matéria orgânica foi maior nas Amostras 3 e 4, ambas tratadas com a concentração de 35g/L de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  do que na Amostra 2, tratada com a dosagem de 15 g/L, indicando que o aumento da adição de hidróxido de cálcio reduz a concentração de DBO e DQO. Salem *et al.* (2008) constataram o mesmo comportamento apenas para os valores de DQO. Assim é possível sugerir a existência de uma relação entre o aumento da dosagem de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  e redução de matéria orgânica por sedimentação (DQO e DBO) para as amostras estudadas. A maior remoção de matéria orgânica observada nas amostras 3 e 4 revalida a hipótese de que a remoção de cor dessas amostras ocorreu em função da precipitação de substâncias húmicas.



**Figura 4.7.** Remoções de DBO (a) e DQO (b) obtidas para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

Segundo Cheung *et al.* (1997), a baixa redução de DQO em lixiviado por precipitação química com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  está relacionada ao fato de que o hidróxido de cálcio quando aplicado no lixiviado remove predominantemente a fração de matéria orgânica com um peso molecular maior do que 50.000 gmol/L. Em vista disso a remoção de DQO pode somente refletir a relação com esta fração elevada de peso molecular do total matéria

orgânica bruta. Logo, para estes autores não há uma correlação entre a redução de DQO e a dosagem de hidróxido de cálcio.

Chian & DeWallw (1977) *apud* Qasin & Chiang (1994), confirmam que a precipitação química com cal predominantemente remove matéria orgânica com peso molecular acima de 50.000 g/mol e citam que esta fração está presente em baixas concentrações em lixiviado de aterro novo e quase ausente em aterros velhos (Muribeca, por exemplo), sendo esse tratamento mais efetivo para lixiviado de aterro com idade média.

Como já mencionado, o lixiviado de aterro sanitário possui na sua composição macromoléculas orgânicas recalcitrantes, cujos pesos moleculares variam entre baixo (500 a 2000 g/mol, ácidos fúlvicos) e alto (50.000 a 100.000 g/mol, ácidos húmicos) (RENOU *et al.*, 2008). Conforme a literatura, o hidróxido de cálcio precipita preferencialmente os ácidos húmicos, provavelmente essa fração apresenta uma grande capacidade de interação catiônica, podendo combina-se facilmente com o cálcio.

Dessa forma, comparando os resultados atuais com o descrito na literatura, usando como base a pequena remoção de DQO, sugere-se que as amostras de lixiviado analisadas nessa pesquisa apresentam uma baixa concentração de ácidos húmicos. No entanto, para melhor compreender esse comportamento faz-se necessário conhecer mais especificamente a composição orgânica do lixiviado, bem como a interação do cálcio com essas substâncias de estrutura tão complexas.

Na Tabela 2.8, citada no Capítulo 2, estão apresentados alguns resultados encontrados na literatura relativos à remoção de DQO com o uso de hidróxido de cálcio como precipitante. Com base nesses dados, os valores de remoção de DQO estão compreendidos entre 8 a 82%, dependendo da concentração de hidróxido de cálcio e do tipo de efluente estudado. A remoção de matéria orgânica através do método de precipitação química varia de acordo com a qualidade e procedência do lixiviado (Giordano, 2003).

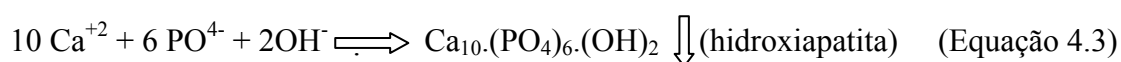
De modo geral, é possível afirmar que o método de precipitação química com hidróxido de cálcio em suspensão não foi eficiente para a redução de matéria orgânica nas amostras analisadas, cuja relação DBO/DQO encontra-se acima de 0,5. A baixa remoção de DBO e DQO já era esperada, pois de acordo com a literatura o tratamento químico não é indicado para lixiviado com relação DBO/DQO entre 0,4 e 0,8 (HAMADA *et al.*, 2002).

Diante do exposto faz-se necessária a utilização de um tratamento biológico após o pré-tratamento por precipitação química, visto que a combinação dessas duas formas de tratamento pode promover uma remoção de 30-70% de DQO (SALEM *et al.*, 2008).

#### 4.2.2.4 Fósforo e Nitrogênio

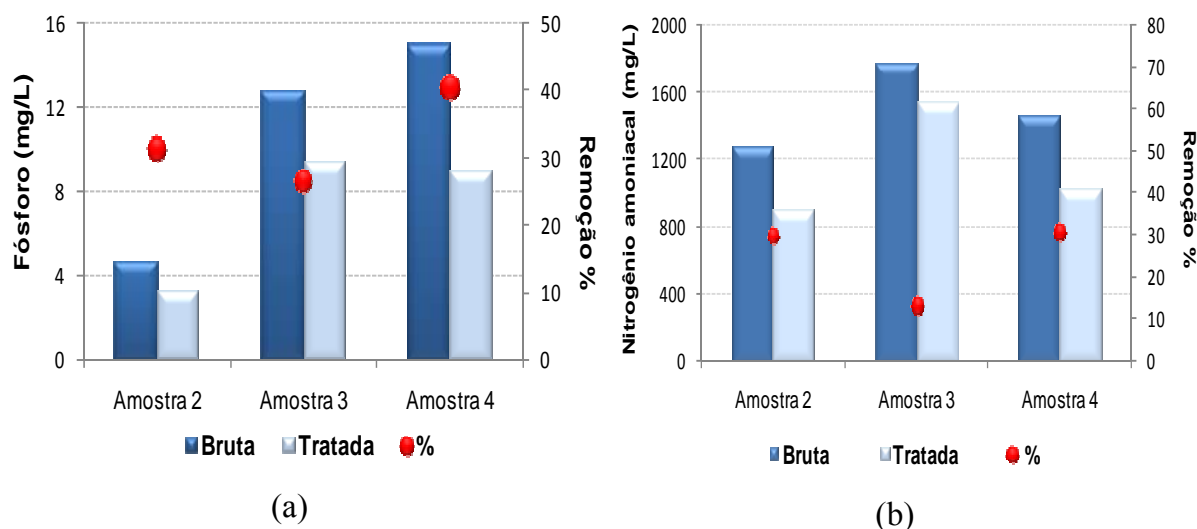
A eutrofização é o enriquecimento das águas com os nutrientes necessários ao crescimento da vida vegetal aquática. Este fenômeno manifesta-se por meio do aumento da produtividade biológica em rios e lagos, sendo observada a proliferação de algas e plantas aquáticas devido à maior quantidade disponível de nutrientes, causando odor desagradável, toxidez aos peixes e redução das concentrações de oxigênio dissolvido. Os nutrientes mais importantes para a ocorrência da eutrofização são em geral o fósforo e/ou o nitrogênio (BRAGA *et al.*, 2002). O controle do lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores, contendo elevadas concentrações de nutrientes, é necessário para minimizar os riscos da ocorrência deste fenômeno.

A remoção de fósforo mais significativa pode ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado (superiores a 10). O pH alcalino em conjunto com o íon cálcio, favorece a remoção do mesmo na forma insolúvel de hidroxiapatita (GIORDANO, 2003). A reação de remoção do fósforo por precipitação química está apresentada na Equação 4.3.



As amostras brutas de lixiviado estudadas apresentaram concentrações de fósforo entre 4,7 a 15 mg/L, cujo menor valor foi encontrado na Amostra 2. O tratamento com o  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  nas duas concentrações adotadas ocasionou a redução dos valores iniciais de fósforo total das Amostras brutas 2, 3 e 4, para valores entre 3,25 a 9 mg/L. As percentagens de remoção correspondentes as amostras alcançaram valor máximo e mínimo de 26,5 e 40,4% (Figura 4.8).

O Fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica em sistemas biológicos de tratamento (VON SPERLING, 1996). No caso da precipitação química ser empregada como pré-tratamento de lixiviado, as concentrações de fósforo obtidas após o tratamento podem vir a ser insuficientes para um tratamento biológico posterior, sendo necessária uma adição suplementar de composto como fonte de fósforo.



**Figura 4.8.** Remoções de fósforo (a) e nitrogênio (b) obtidas para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

O nitrogênio é considerado um poluente importante do lixiviado, principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode originar. Além da questão da eutrofização, as altas concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado também dificultam o tratamento, sendo normalmente difícil a sua remoção por meio do emprego de um único método de tratamento.

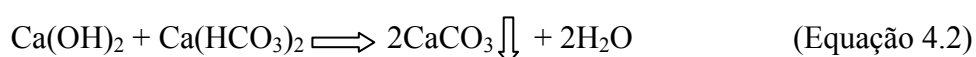
As amostras brutas de lixiviado estudadas apresentaram concentrações de nitrogênio amoniacal entre 1279 e 1773 mg/L. Após a elevação do pH com a adição de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , a concentração de nitrogênio amoniacal foram reduzidos para valores compreendidos na faixa de 897 e 1545 mg/L (Figura 4.8). A remoção de nitrogênio amoniacal através da precipitação química nas amostras analisadas foi baixa e essa não ultrapassou 31%. Segundo Robinson *et al.*, (1992), elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, na forma de amônia, aproximadamente 1000 mg/L podem influenciar diretamente a toxicidade nos efluentes.

Essa redução ocorreu devido a volatilização ou *stripping* natural de uma pequena parcela de nitrogênio amoniacal ocasionada pelo aumento de pH, proporcionado pelo adição de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , que naturalmente favorece a volatilização de nitrogênio amoniacal na forma de  $\text{NH}_3$ . O pH das amostras encontravam-se na faixa de 12-13, nesse pH praticamente toda forma amoniacal solúvel se encontra sob a forma gasosa e ou não-ionizada. Nessa condição e com base na baixa eficiência de remoção desse parâmetro pelo método de precipitação química, faz-se necessário a aplicação do método de *stripping*, objetivando o aumento da remoção desse contaminante.

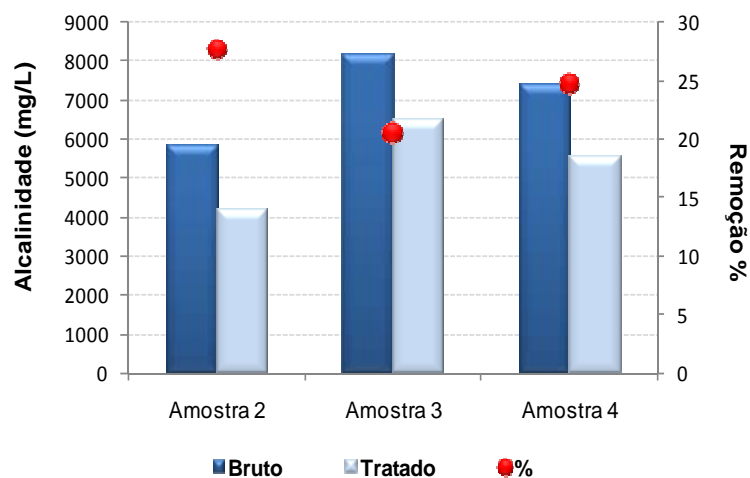
## 4.2.2.5 Alcalinidade

A alcalinidade representa a capacidade que um sistema aquoso tem para neutralizar ácidos sem perturbar de forma extrema as atividades biológicas que nele decorrem (efeito tampão natural da água). A alcalinidade é devida principalmente a presença de hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) de elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia e secundariamente, aos silicatos, boratos e fosfatos (Metcalf & Eddy, 2003). A alcalinidade total é a soma da alcalinidade produzida por todos esses íons.

O pré-tratamento com hidróxido de cálcio induz a descarbonatação do lixiviado, ou seja, a redução da alcalinidade ocorre devido a conversão de bicarbonatos em carbonatos, permitindo a pronta precipitação de  $\text{CaCO}_3$ , em virtude da adição de cálcio (GIORDANO, 2003). De acordo com Metcalf & Eddy (2003), uma quantidade suficiente de hidróxido de cálcio deve ser adicionada para se combinar com todo o ácido carbônico dos bicarbonatos para produzir carbonato de cálcio. A reação está descrita na Equação 4.2:



Na Figura 4.9 são apresentados os valores de alcalinidade antes e após o tratamento com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  e as respectivas eficiência de remoção para cada amostra de lixiviado. Os valores de remoção constatados encontram-se na faixa de 20 a 28%. Os valores iniciais das amostras brutas encontram-se na faixa de 5830 a 7430g/L e após o tratamento houve uma pequena redução para valores entre 4210 a 6500 mg/L.



**Figura 4.9.** Remoção de alcalinidade obtida para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .



A alcalinidade, pH e a amônia estão diretamente ligados, pois lixiviado com pH elevado geralmente tem uma alcalinidade elevada e paralelamente a amônia, por tornar o meio alcalino, também acentua a concentração deste parâmetro na amostra (CLÈMENT *et al.*, 1997).

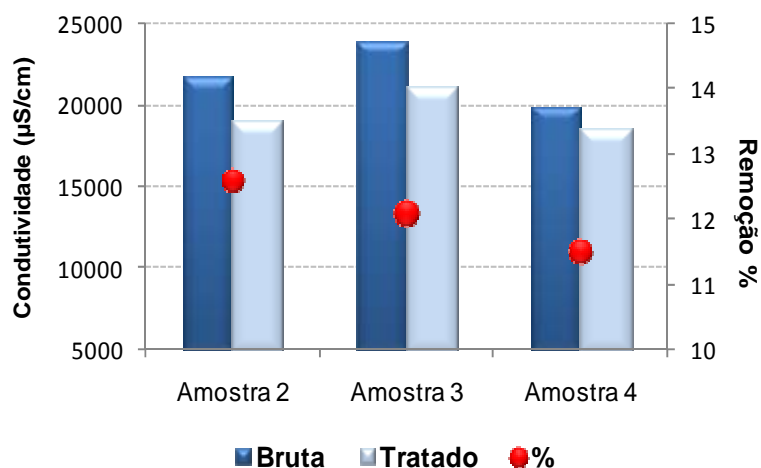
Segundo Arruda *et al.* (1995), o dióxido de carbono dissolvido no meio aquoso, a amônia e os fosfatos são os maiores contribuintes para a alcalinidade em líquidos lixiviados. Considerando que a concentração de amônia, medida na forma de nitrogênio amoniacal, influencia diretamente na alcalinidade, após o tratamento com hidróxido de cálcio não foi verificado uma remoção significativa desse contaminante (Figura 4.8). Portanto, a baixa remoção de alcalinidade, dentre outros fatores, pode ter ocorrido em consequência de pequena redução na concentração desse parâmetro.

Renou *et al.* (2008) obteve valores de remoção de alcalinidade entre 80-91%, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com uma solução de hidróxido de cálcio, denominada leite de cal. O resultado máximo alcançado utilizando suspensão de hidróxido de cálcio foi de 27,7%, logo a aplicação de leite de cal foi mais eficiente para remoção desse parâmetro, possivelmente devido ao fato do hidróxido de cálcio estar solubilizado facilitando assim a reação de precipitação.

#### 4.2.2.6 Condutividade elétrica

A condutividade está relacionada com a concentração de íons dissolvidos, seja proveniente de matéria orgânica, de minerais ou de materiais inorgânicos. Entretanto, a condutividade não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas de cada componente, dando apenas uma idéia da quantidade de sólidos totais dissolvidos existentes (FIRMO, 2006).

Na Figura 4.10 são apresentados os valores de condutividade antes e após o tratamento com  $\text{Ca(OH)}_2$  e as respectivas eficiência de remoção para cada amostra de lixiviado. Os baixos valores de redução constatados encontram-se na faixa de 11,5 a 12,6%. O desempenho pouco significativo do método de precipitação química em relação a esse parâmetro, possivelmente ocorreu devido a baixa redução de íons dissolvidos, tais como fosfato, que influenciam diretamente na condutividade elétrica.



**Figura 4.10.** Redução de condutividade obtida para as diferentes amostras de lixiviado tratadas por precipitação química utilizando  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

A condutividade elétrica está relacionada diretamente com a quantidade de sólidos dissolvidos presentes nas amostras. Correlacionando os resultados de redução de condutividade elétrica e SDT (Tabela 4.5), pode-se verificar que eles se encontram em concordância, pois os SDT também apresentaram valores baixos de remoção. O valor máximo de redução de SDT foi 18%, correspondente a Amostra 2, na qual também foi verificada a maior redução de condutividade elétrica.

**Tabela 4.5.** Resultados de Sólidos Dissolvidos Totais nas amostras de lixiviado bruto, após a precipitação química com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  e eficiência de remoção do tratamento.

Amostragem	Resultados dos Sólidos Dissolvidos Totais		
	Bruto (µS/cm)	Tratado (µS/cm)	Eficiência %
2	11851	9732	17,9
3	10655	9580	10
4	10164	9696	4,6

Estudos de precipitação química utilizando leite de cal, de acordo com Giordano (2003), mostraram que um dos aspectos importantes a ser enfatizado na precipitação é a redução dos sólidos dissolvidos, em virtude da precipitação de ânions presentes no lixiviado ( $\text{HCO}_3^{-2}$  (bicarbonato),  $\text{CO}_3^{-2}$  (carbonato),  $\text{SO}_4^{-2}$  (sulfato), por exemplo) sob a forma de sais de cálcio de baixa solubilidade. O fato de utilizar hidróxido de cálcio em suspensão, nesta pesquisa, possivelmente não favoreceu a precipitação destes ânions, contribuindo também para a pequena redução dos sólidos dissolvidos totais e condutividade elétrica.

## 4.2.2.7 Metais Pesados

As concentrações de metais pesados presentes nas amostras de lixiviado estudadas, antes e após o pré-tratamento são mostradas na Tabela 4.6, juntamente com os valores máximos de descarte permissíveis. O tratamento com o  $\text{Ca(OH)}_2$  promoveu remoção significativa para vários metais pesados analisados (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb e Cr), em todas as amostragens, como se percebe na comparação com os dados antes do tratamento.

O pH básico (superior a 11) após o tratamento faz com que os íons metálicos dissolvidos sejam convertidos para uma fase insolúvel através da reação com  $\text{Ca(OH)}_2$ , precipitando-os na forma de hidróxido (KURNIAWAN *et al.*, 2006a).

**Tabela 4.6.** Resultados das análises de metais pesados presentes nas amostras brutas de lixiviado e tratadas com precipitação química e, os respectivos limites de lançamento para efluentes em corpos receptores.

Elementos	Amostra 2 (mg/L)		Amostra 3 (mg/L)		Amostra 4 (mg/L)		*VMP (mg/L)
	Bruto	Tratado	Bruto	Tratado	Bruto	Tratado	
Fe	48,07	2,17	6,79	2,37	6,46	5,08	15,0 (dissolvido)
Mn	0,48	0,05	0,26	0,26	0,26	0,13	1,0 (dissolvido)
Zn	1,33	1,03	2,32	0,94	1,05	0,79	5,0
Cu	0,21	0,18	0,97	0,97	N.D.	N.D.	1,0 (dissolvido)
Ni	N.D.	N.D.	0,25	0,25	0,22	0,12	2,0
Pb	0,22	0,05	4,47	0,45	2,7	0,8	0,5
Cr	0,23	0,13	0,4	0,16	N.D.	N.D.	0,5

\*Valores Máximos Permitidos por Lei para lançamento de efluentes determinados pela Resolução CONAMA 357/05. N.D. – não detectado.

Na Tabela 4.7 são indicados os percentuais de remoção dos metais pesados analisados nas diferentes amostras de lixiviado estudadas após o tratamento com precipitação química. De modo geral, dentre os metais pesados analisados nas amostragens, o Fe apresentou maiores remoções com valor máximo de 95,5%, seguido do Pb e Mn, ambos com 90%. Em relação aos metais Cu e Ni, ou tiveram valores abaixo do limite de detecção do método ou os seus valores foram idênticos aos encontrados no lixiviado bruto.

Os restantes dos metais pesados também mostraram boas remoções, com valores máximos de 59,5% e 60%, respectivamente para Zn e Cr, respectivamente.

**Tabela 4.7.** Remoção de metais pesados obtida para as diferentes amostras de lixiviado após o tratamento por precipitação química utilizando  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

Elementos	Remoção de Metais Pesados (%)		
	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4
Fe	95,5	65,1	21,4
Mn	89,6	0	50,0
Zn	22,6	59,5	24,8
Cu	14,3	0	0
Ni	0	0	45,4
Pb	77,3	89,9	70,4
Cr	43,5	60	0

Estudos preliminares realizados no lixiviado do Aterro da Muribeca-PE, utilizando o hidróxido de cálcio para a remoção de metais pesados, foram reportados por Lins *et al.* (2007). Os autores verificaram que os maiores valores de remoção para metais foram referentes ao Fe (81,7%), seguido do Pb (81%), enquanto que a menor remoção foi obtida para o Cr (33%) seguido do Zn (49,6%). Estes resultados estão em conformidade aos obtidos nesta pesquisa e a semelhança dos resultados indicam que o pH alcalino é o fator determinante para a eficiência da precipitação química na remoção de metais pesados.

Alguns pesquisadores citados por Qasin & Chiang (1994) afirmam que a remoção de ferro e outros cátions multivalentes por precipitação com cal é excelente. Segundo Amokrane *et al.* (1997), a remoção de metais pesados atinge 90% para lixiviados de aterros sanitários tratados por esse método.

De acordo com os padrões definidos pelo CONAMA 357/05, que estabelece os limites de concentração de efluentes nos corpos receptores de acordo com a sua classificação, a remoção de metais alcançada apenas com o tratamento pelo método de precipitação química favorece o seu atendimento.

### 4.3 Stripping

Um dos principais problemas encontrado no tratamento de lixiviado é o elevado teor de nitrogênio amoniacal, principalmente na forma de amônia. A amônia, em altas concentrações, contribui para o aumento de toxicidade dos efluentes, afetando diretamente a fauna e flora nos corpos receptores e inibindo o metabolismo de microrganismos em métodos biológicos de tratamento.

A aplicação do método de *stripping* ou arraste por ar é atualmente o mais eficiente dentre os métodos físicos utilizados para remoção de nitrogênio amoniacal. No entanto, a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal por *stripping* é principalmente influenciada pelo pH. A alcalinização do meio com  $\text{Ca(OH)}_2$  promove o deslocamento do equilíbrio de dissociação do nitrogênio amoniacal no sentido de liberação desta sob a forma molecular ( $\text{NH}_3$ ), passível de remoção por *stripping*, conforme a Equação 2.3 descrita no Capítulo 2.

O *stripping* foi realizado nas Amostras 3 e 4 de lixiviado e devido às similaridades dos parâmetros físico-químicos existente entre as duas amostras (Tabela 4.1 referente à caracterização), serão apresentados os valores referentes à média dos resultados obtidos nas mesmas.

Nesta etapa foi avaliada a redução da concentração de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado pré-tratado por precipitação química, através da utilização de diferentes vazões de ar e ao longo do tempo, bem como o comportamento de outros parâmetros como DQO, alcalinidade e pH.

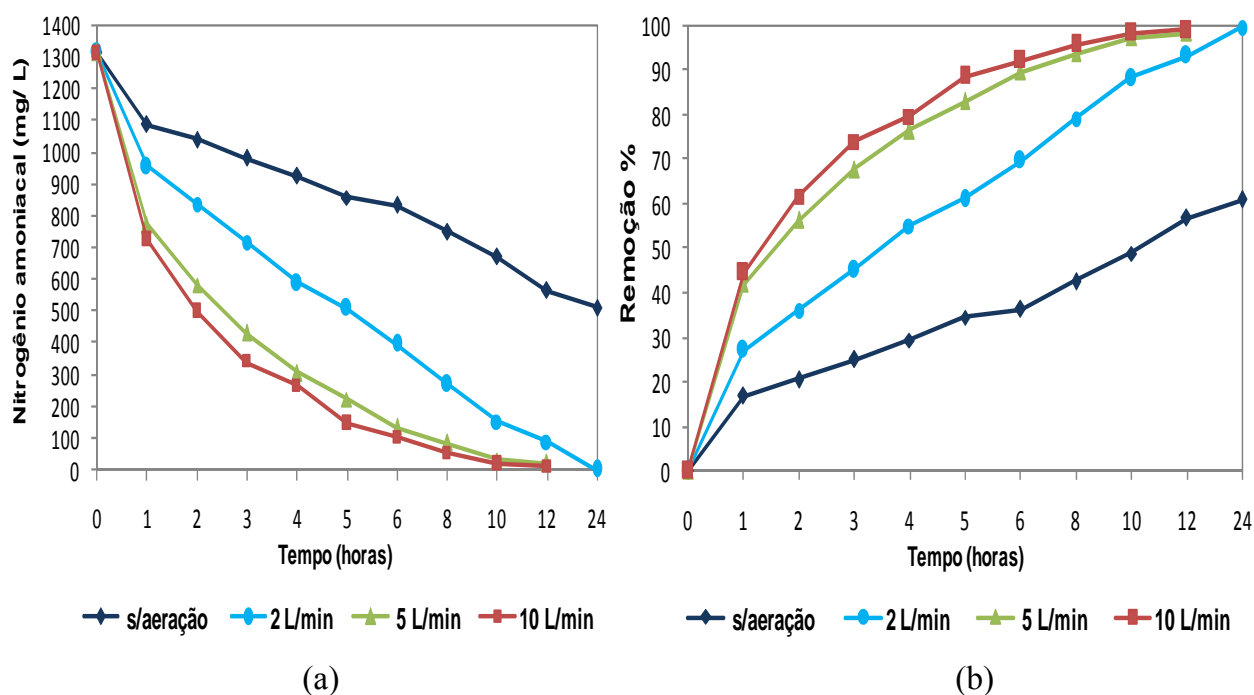
#### 4.3.1. Nitrogênio amoniacal

Posteriormente ao tratamento por precipitação química com  $\text{Ca(OH)}_2$  foi verificado nas amostras uma pequena redução nos valores de nitrogênio amoniacal, cujo valor médio da concentração foi de 1310 mg/L, equivalente a aproximadamente 19 % de remoção para as Amostras 3 e 4.

Além do pH, outras variáveis condicionam diretamente o desempenho do método de *stripping* por favorecer a volatilização da amônia, tais como temperatura, vazão de ar e tempo de aeração. O pH das amostras encontravam-se na faixa de 12 a 13. Esta faixa de pH é considerada ótima para o *stripping*, pois praticamente toda forma amoniacal solúvel se encontra sob a forma gasosa e ou não-ionizada. Nessa condição foram avaliados o *stripping*

induzido por diferentes vazões de ar (2, 5, 10 L/min) e sem aeração, realizados na temperatura ambiente (26 °C) e analisados ao longo do tempo.

O comportamento da remoção de nitrogênio amoniacal observada experimentalmente, em função das diferentes aerações e do tempo, encontra-se ilustrada na Figura 4.11.



**Figura 4.11.** Variação média da concentração (a) e remoção (b) de nitrogênio amoniacal para diferentes aerações ao longo do período de monitoramento para lixiviado pré-tratado com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

Os resultados relativos ao *stripping* com injeção de ar, realizado em 1 litro de lixiviado pré-tratado, mostraram que a concentração de nitrogênio amoniacal reduziu significativamente com o tempo, sendo esse decréscimo mais acentuado para as vazões de 5 e 10 L/min do que para 2 L/min e sem aeração (Figura 4.11). Observa-se que em 6 horas a remoção de nitrogênio amoniacal alcançou valores médios de 90 e 92% quando injetada a vazão de 5 L/min e 10 L/min, porém para a vazão de 2 L/min a eficiência superior a 90% só foi atingida após 12 horas de aeração. Ressalta-se que para as aerações de 5 e 10 L/min após 12 horas, a remoção foi de aproximadamente 99%.

A concentração média de nitrogênio amoniacal no período de 12 horas quanto às vazões de 2, 5 e 10 L/min foram, respectivamente, de 89, 16 e 12 mg/L, alcançando assim para as vazões de 5 e 10 L/min valores abaixo de 20 mg/L (limite estabelecido pela

Resolução CONAMA 357/05 para o lançamento de efluentes). Depois de alcançado os valores desejados da concentração de nitrogênio amoniacal, de acordo com o CONAMA 357/05, a aeração nas amostras de lixiviado era interrompida.

O comportamento apresentado pelas vazões de 5L/min e 10 L/min, referentes a redução da concentração e remoção de nitrogênio amoniacal, foram muito semelhantes (Figura 4.11) e considerando o ponto de vista de aplicação, o uso da vazão de 5L/min torna-se mais viável do que a vazão de 10 L/min, visto que a diferença de eficiência de remoção entre essas vazões foi de menos de 2%.

Nessa pesquisa, o *stripping* natural ou sem aeração também foi avaliado, visto que a volatilização do nitrogênio amoniacal ocorre simplesmente pela elevação do pH. Giordano (2003) descreve que o nitrogênio amoniacal, na forma de amônia livre, é passível de remoção por *stripping*, sendo dissolubilizada a partir da interface líquido-gás, mesmo quando não há aeração. Os resultados mostraram que após 24 horas, a concentração média de nitrogênio amoniacal atingiu um valor de 510 mg/L e uma eficiência média de remoção de apenas 61%. Em uma temperatura semelhante entre 23 °C, Cheung *et al.* (1997) alcançaram uma remoção de 75% no mesmo período de tempo.

Resultados semelhantes foram relatados por Lei *et al.* (2007) para efluente de digestão anaeróbia pré-tratado por precipitação química com hidróxido de cálcio. Os autores também compararam diferentes aerações (0, 3, 5 e 10 L/min) ao longo do tempo e mantiveram a amostra com pH 12 e temperatura de 15° C. Os valores de remoção de nitrogênio amoniacal alcançaram o máximo de 95,3% para 10 L/min e 89,9% para 5 L/min em 12 horas. Entretanto, após 24 horas foi obtida uma remoção de 72,1% com 3 L/min e 25,1% correspondente a amostra sem aeração.

Comparando eficiência “versus” tempo percebe-se que em apenas 6 horas houve uma remoção de nitrogênio amoniacal de aproximadamente 91% (média das amostras), com uma temperatura de 26 °C. A eficiência de remoção apontada nessa pesquisa foi superior àquela apresentada por Lei *et al.* (2007), devido a temperatura adotada ter sido maior. Como já mencionado, a temperatura influencia diretamente a eficiência do processo de remoção e conforme Collivignarelli *et al.* (1993) *apud* Giordano (2003), esta deve ser superior a 20 °C, para se conseguir redução significativa da concentração de amônia em tempos razoáveis.

A temperatura exerce influência considerável na remoção da amônia do meio aquoso por *stripping*, por diversos fatores. Em primeiro lugar, considerando as propriedades físico-químicas da amônia pura, a sua pressão de vapor aumenta com a temperatura e por outro lado, o aumento desse parâmetro diminui a solubilidade dos gases em água. Além disso, o

*stripping* é um processo de transferência de massa, e como tal depende da temperatura, pois sua elevação tende a aumentar o transporte por difusão (GIORDANO, 2003). Em vista disto, a remoção de amônia torna-se mais rápida à medida que a temperatura aumenta.

Resultados de outros estudos relatados na literatura, utilizando lixiviados pré-tratado com hidróxido de cálcio e pH 12, apontam uma remoção de 85% no *stripping* com uma aeração de 7,6 L/min e 93% usando 5L/min, durante um período de 17 e 24 horas, respectivamente (CHEUNG *et al.*, 1997; OZTURK *et al.*, 2003).

#### 4.3.2. DQO

A concentração média de DQO das amostras de lixiviado após a precipitação química foi de 3632 mg/L, alcançando uma concentração final inferiores a 2500 mg/L. Nota-se que as concentrações de DQO apresentaram um comportamento sempre decrescente ao longo do tempo, semelhantes à remoção de nitrogênio amoniacal. Na Figura 4.12 é apresentada a variação média da concentração e remoção de DQO para diferentes aerações ao longo do período de monitoramento para lixiviado tratado por precipitação química.

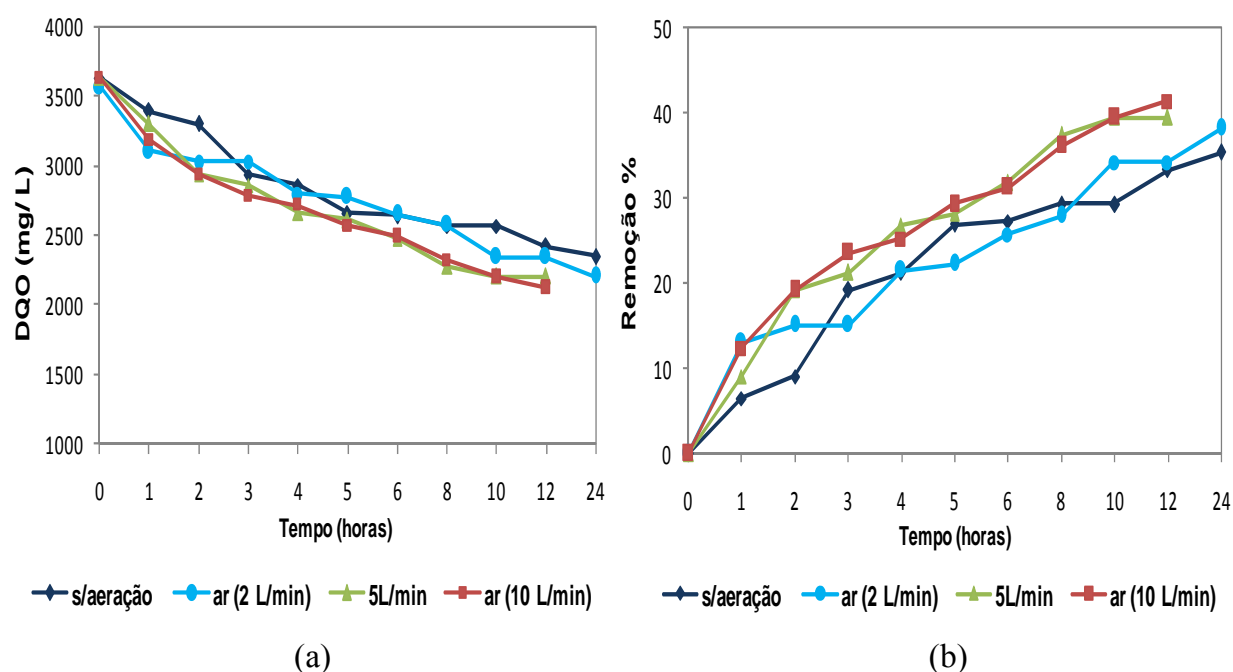
A concentração média de DQO no período de 12 horas para as vazões de 2, 5 e 10 L/min foram de 2346, 2201 e 2127 mg/L, respectivamente, obtendo com isso valores de remoção incluídos na faixa de 34 a 41%. O aumento da vazão de ar com base nos resultados apresentados não promoveu grandes alterações na redução de DQO, uma vez que a diferença de remoção entre a vazão de 2 e 10 L/min foi apenas de 8,5% .

Paralelamente, nos ensaios de *stripping* sem aeração, após o mesmo período de tempo (12 horas) foram obtidos valores médio de remoção de DQO semelhantes aos valores com injeção de 2 L/min, aproximadamente 33%. Porém, com o aumento do tempo de análise para 24 horas foi obtida uma de remoção de aproximadamente 37%, cuja concentração final foi de 2306 mg/L.

Embora os ensaios tenham sido efetuados com diferentes aerações, os resultados apresentados referentes à remoção de DQO indicaram que o aumento da vazão de ar praticamente não interfere na redução da concentração final desse parâmetro, uma vez que os resultados correspondentes aos ensaios com injeção de ar foram muito semelhantes aos apresentando pelo ensaio sem aeração. Portanto, uma justificativa plausível para valores de remoção tão semelhante entre os ensaios parece estar no fato de que a redução de DQO ocorre simplesmente em função da precipitação dos compostos ao longo do período de monitoramento ou pela volatilização de compostos orgânicos (SILVA, 2002). Diante dos



resultados expostos é possível concluir que, para as amostras de lixiviado analisadas, a concentração média de DQO diminuiu independente da vazão de ar injetada.

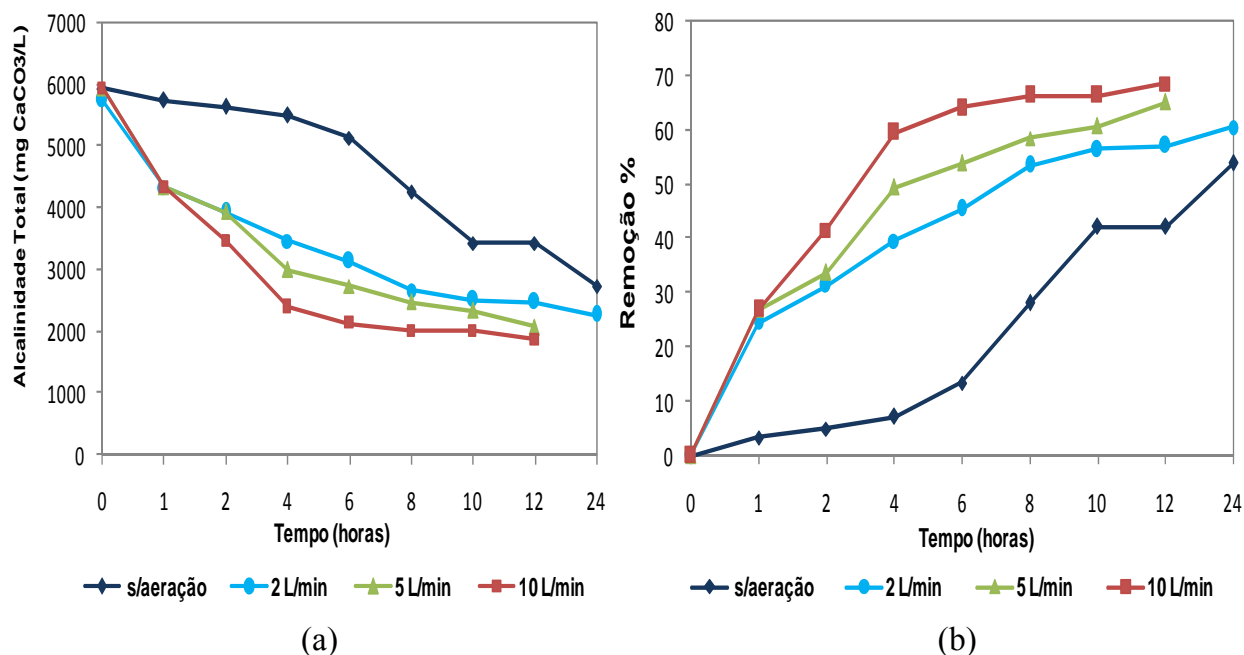


**Figura 4.12.** Variação média da concentração (a) e remoção (b) de DQO para diferentes aerações ao longo do período de monitoramento para lixiviado pré-tratado com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

#### 4.3.3. Alcalinidade Total

O comportamento da concentração média de alcalinidade total ao longo do período de monitoramento é apresentado na Figura 4.13. No método de *stripping* de amônia, o íon amônio se converte em amônia passando a consumir alcalinidade (LEITE, 2007), o que justifica a redução da concentração média de alcalinidade total do lixiviado pré-tratado de 5933  $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$  para 2466, 2067 e 1867  $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ , para as vazões de 2, 5 e 10 L/min respectivamente, após o período de 12 horas.

As eficiências de remoção de alcalinidade total, no *stripping* induzido por aeração, alcançaram valores na faixa de 57 – 68,5% após 12 horas, já os resultados do *stripping* sem aeração apontaram uma remoção média de 54% após 24 horas com uma concentração final de alcalinidade total de 2733  $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ .



**Figura 4.13.** Variação média da concentração (a) e remoção (b) de alcalinidade para diferentes aerações ao longo do período de monitoramento para lixiviado pré-tratado com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

A remoção de alcalinidade é um fator importante durante o *stripping* de amônia, sendo comprovada a remoção de valores significativos para os processos com e sem injeção de ar. A alcalinidade total é constituída pela associação de carbonatos e bicarbonatos, compostos químicos que influenciam diretamente na remoção de nitrogênio amoniacal e na variação de pH.

Campos *et al.* (2007) relataram em seu trabalho a redução de alcalinidade total na temperatura de 25 °C ao longo do tempo e verificaram a ocorrência simultânea de redução de bicarbonatos e elevação dos carbonatos. Possivelmente, resultados semelhantes a estes tenham ocorrido nesta pesquisa.

Durante as primeiras horas de aeração pôde-se observar a formação intensa de espuma, apresentado uma tendência de diminuição ao longo do tempo de monitoramento. Segundo Veiga *et al.* (2006) a formação natural de espumas durante o *stripping* tende a diminuir no período final da reação, mostrando que existe uma correlação entre a formação de espumas e a concentração de alcalinidade.

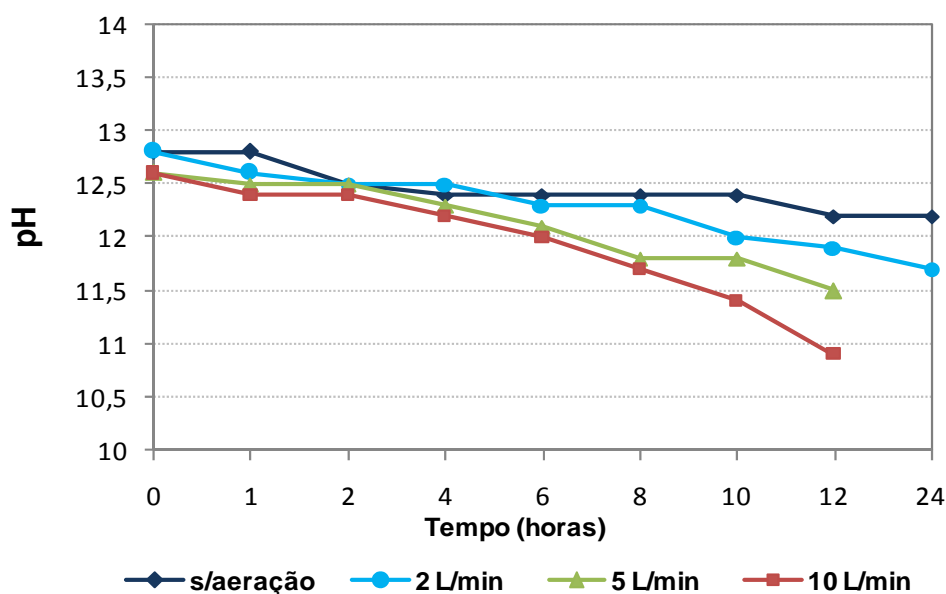
## 4.3.4. pH

Na proporção que a concentração de nitrogênio amoniacal era reduzida constatou-se uma redução também nos valores do pH, haja vista o método de *stripping* arrastar além de amônia determinadas espécies químicas presentes no lixiviado, tais como os compostos orgânicos voláteis.

Os valores de pH iniciais foram elevados, na faixa de 12,5 – 13, isso porque optou-se em trabalhar com o mesmo pH obtido após a primeira etapa de precipitação química, não havendo nenhum tipo de correção do mesmo.

Durante todo o período de monitoramento do *stripping* foi evidenciado uma tendência sempre decrescente dos valores de pH para todas as vazões de ar avaliadas, atingindo dessa maneira no final de 12 horas valores compreendidos entre 11 – 12, como ilustra a Figura 4.14. Neste caso, pode-se presumir que o respectivo comportamento aconteceu em função do arraste de  $\text{NH}_3$  e conseqüentemente, redução da alcalinidade total.

A literatura descreve que durante o método de *stripping*, o pH apresenta um comportamento crescente ao longo das primeiras horas e em um determinado período de tempo tende a diminuir progressivamente, devido a recarbonatação da cal no lixiviado pela absorção de  $\text{CO}_2$  da atmosfera (CHEUNG *et al.*, 1997; OZTURK *et al.*, 2003). Todavia, esse comportamento não foi observado nas amostras avaliadas nessa pesquisa.



**Figura 4.14.** Variação média do comportamento do pH ao longo do período de monitoramento.

#### 4.4 Métodos físico-químicos combinados

Com a finalidade de sintetizar os resultados referentes ao tratamento final do lixiviado utilizando os métodos físico-químicos combinados (precipitação química com hidróxido de cálcio e posterior *stripping* de amônia), são apresentados na Tabela 4.8 os valores dos parâmetros avaliados em comum nos dois métodos.

Os resultados apresentados do efluente bruto e após os tratamentos físico-químicos correspondem à média dos valores das Amostras 3 e 4. Quanto ao *stripping*, especificamente, os resultados médios são referentes às mesmas amostras, utilizando nesse caso, uma vazão de 5 L/mim de ar, um tempo de aeração de 12 horas sob uma temperatura de 26 °C, uma vez que foram consideradas as melhores condições experimentais desta pesquisa.

**Tabela 4.8.** Variação média dos valores de concentrações e remoção referentes aos parâmetros avaliados nas amostras de lixiviado brutas e após o tratamento com os métodos físico-químicos isolados e combinados.

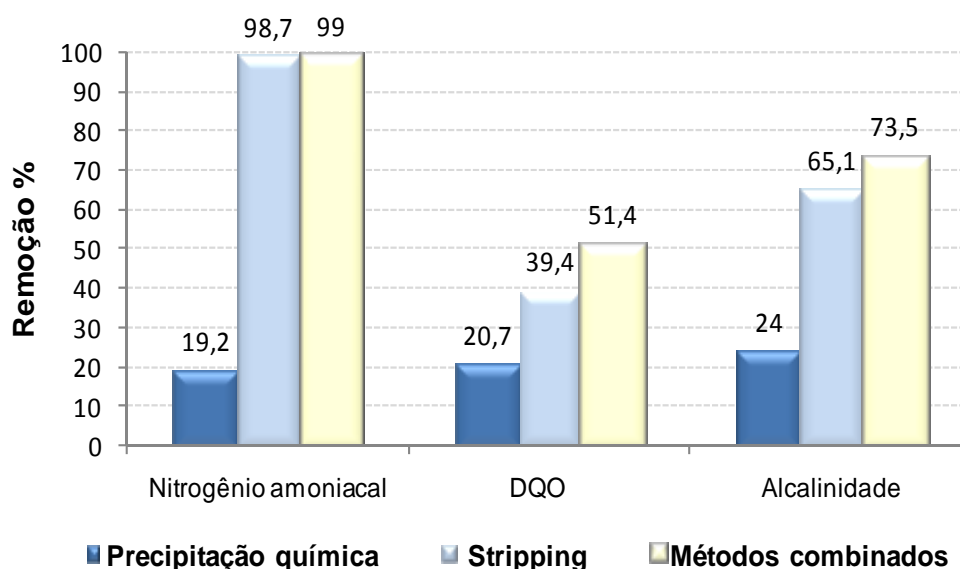
Efluente	Parâmetros			
	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	DQO (mg/L)	Alcalinidade (mg/L)	pH
Bruto	1621	4535	7808	8,5
Pré-tratado por precipitação química	1310	3632	5933	12,6
Após o método de <i>stripping</i>	16	2201	2067	11,5
Eficiência dos métodos combinados (%)	99	51,4	73,5	--

A comparação dos valores de remoção média, referentes aos parâmetros nitrogênio amoniacal, DQO e alcalinidade, para cada um dos métodos físico-químicos empregados isoladamente e combinados, são apresentados na Figura 4.15. A eficiência dos métodos combinados foi obtida utilizando a Equação 3.1 (descrita no capítulo 3), com base nos valores descritos na Tabela 4.8.

Em função dos resultados obtidos com o tratamento por precipitação química seguido pelo *stripping* de amônia (Tratamento combinado), é possível salientar que os valores de remoção de nitrogênio amoniacal após o pré-tratamento por precipitação química não foram satisfatórios para a diminuição da toxicidade atribuída pela presença de amônia no efluente, pois foi alcançada apenas uma remoção de 19%. Em contrapartida, a

alcalinização do meio pela adição de hidróxido de cálcio, para valores de pH na faixa de 12, favoreceu o aumento da remoção de nitrogênio amoniacal pelo método de *stripping* com injeção de ar. Logo, a remoção de nitrogênio amoniacal foi eficiente no tratamento combinado (remoção total de 99%) (Figura 4.15). Dessa forma, o efluente final, em termos de nitrogênio amoniacal, atende o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, que é de 20 mg/L.

Em relação à redução de matéria orgânica, o valor médio da concentração de DQO das amostras brutas de lixiviado estudadas foi reduzido de 4535 mg/L para 2201 mg/L após o tratamento por precipitação química seguida pelo *stripping* de amônia. A melhor redução de DQO foi obtida com a combinação desses métodos físico-químicos, aproximadamente 51% (Figura 4.15). Os métodos físico-químicos, como pré-tratamento, normalmente contribuem pouco para a remoção de DQO, porém uma melhora nos resultados pode ser conseguida através de um tratamento biológico posterior aos dois métodos.



**Figura 4.15.** Comparação dos valores de remoção média, referentes aos parâmetros nitrogênio amoniacal, DQO e alcalinidade, para cada um dos métodos físico-químicos empregados isoladamente e combinados.

A redução de alcalinidade ocorreu principalmente na etapa de *stripping*, apresentando valores de remoção individual de 65%. A precipitação química utilizando hidróxido de cálcio em suspensão mostrou-se pouco eficiente na remoção deste parâmetro. No entanto, a combinação dos dois métodos físico-químicos promoveu uma grande eficiência de remoção de alcalinidade, com um valor superior a 70% (Figura 4.15).

O método de *stripping*, em particular, possibilitou a redução da DQO e alcalinidade remanescentes da etapa de precipitação química, contribuindo assim para a maior eficiência do tratamento.

Por fim, a pequena redução do pH verificada após o *stripping* torna-se um fator relevante no tratamento. Se considerarmos uma possível aplicação desses métodos em escala de campo, a diminuição dos valores de pH propiciariam uma diminuição na quantidade de ácido utilizado na etapa de correção do pH e, conseqüentemente, uma redução dos custos no fim do tratamento. De acordo com os padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, o pH deve ser ajustado para valores entre 5 e 9.

De modo geral, os dois métodos físico-químicos combinados induzem importantes modificações na matriz do lixiviado bruto, modificações estas que podem vir a melhorar significativamente o desempenho de um tratamento biológico posterior. Estes métodos combinados favoreceram a diminuição da recalcitrância e da toxicidade do efluente, principais fatores que afetam o sistema biológico.

#### 4.5 Lodo

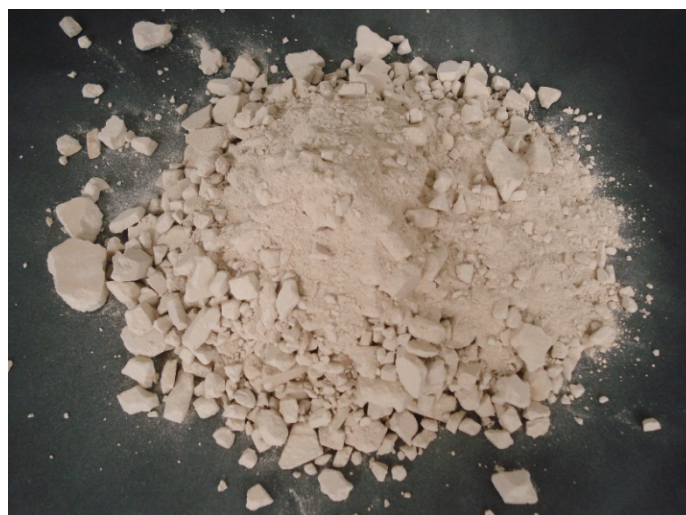
Durante o andamento dos ensaios de precipitação química foi avaliado o volume e massa do lodo gerado em todas as amostras de lixiviado. Posteriormente ao período de agitação e sedimentação, considerando as dosagens “ótimas” de hidróxido de cálcio preestabelecidas, o material sedimentado contido em um volume de 1 litro de lixiviado tratado foi mensurado em um Cone de Imhoff após um hora e, em seguida, o conteúdo sólido foi submetido a secagem.

Na Tabela 4.9 encontra-se os resultados relativos a quantidade de lodo gerado nos ensaios de precipitação química. Comparando a geração de lodo nas Amostras 3 e 4, nas quais foram aplicados 35 g/L de hidróxido de cálcio e cuja média foi de 155 mL, com a utilização de 15g/L na Amostra 2, com um volume de 100 mL, percebe-se que o volume de lodo gerado é função da dosagem de hidróxido de cálcio utilizado no tratamento e conseqüentemente a massa de lodo obtida utilizando 35g/L (45g/L de lodo) também foi superior ao tratamento com 15g/L (17g/L de lodo). É importante salientar que a massa de lodo é conseqüência da precipitação de constituintes orgânicos e inorgânicos presentes no lixiviado, bem como do próprio agente precipitante, uma vez que o hidróxido de cálcio é uma base pouco solúvel em água.

**Tabela 4.9.** Resultado relativos a quantidade de lodo gerado nos ensaios de precipitação química (volume e massa).

Parâmetro	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4
Volume no Cone de Imhoff (mL/L)	100	170	140
Massa de lodo gerado (g/L)	17	45	44

Além dos próprios constituintes naturalmente encontrados no lixiviado, às impurezas presentes no hidróxido de cálcio complementam a composição do lodo e podem contribuir para o aumento da massa gerada. O lodo, após secagem a temperatura de 30-35 °C por aproximadamente uma semana, apresenta-se como um pó fino e de coloração amarelada, como mostra a Figura 4.16.



**Figura 4.16.** Aspecto do lodo gerado no tratamento com precipitação química após secagem a temperatura de 30-35 °C por aproximadamente uma semana.

Em adição, foram realizadas análises no lodo gerado de acordo com as prescrições da NBR 10004 (ABNT, 2004a), com a finalidade de classificá-lo quanto à sua periculosidade em resíduos Classes I e II - A e B, considerando seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que possam ser gerenciados adequadamente. A classificação foi baseada nos resultados dos ensaios de lixiviação e solubilização, os quais são exigidos análises de parâmetros orgânicos e inorgânicos, referentes às NBR 10005 e 10006 (ABNT, 2004b; ABNT, 2004c) respectivamente.

Nos ensaios de lixiviação, nenhum dos limites estabelecidos pela NBR 10004 foi ultrapassado, já nos ensaios de solubilização correspondentes aos parâmetros inorgânicos

apenas os teores de sódio e cloreto com concentrações de 932 mg/L e 1983 mg/L, respectivamente, estavam acima do limite máximo permitido. A amostra de lodo, segundo com as normas da ABNT 10004, 10005 e 10006, é classificada como resíduos Classe II A (Não Perigoso – Não Inerte), sendo também classificado como não Corrosivo e não Reativo. Os parâmetros analisados, os limites máximos permitidos e as concentrações encontradas nos ensaios de lixiviação e solubilização encontram-se detalhados nas Tabelas 1 a 5 no Anexo II.

De acordo com o Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas - SBRT, os resíduos Classe II A - não-inertes são os resíduos que não apresentam periculosidade, porém podem apresentar propriedades tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água (SBRT, 2008). Os resíduos compreendidos nas Classes II podem ser incinerados ou dispostos em aterros sanitários, desde que preparados para tal fim e que estejam submetidos aos controles e monitoramento ambientais.

O lodo precipitado pode conter diversos compostos, tais como: hidróxido de cálcio, carbonato de cálcio, fósforo precipitado, nitrogênio orgânico, dessa forma poderia ser utilizado como fertilizante ou até mesmo utilizá-lo na correção de solos ácidos. Além disso, Rhew & Barlaz (1995) apontam a possibilidade de o lodo ser utilizado como camada intermediária de cobertura caso seja destinado a um aterro sanitário, pois provavelmente este não inibiria o processo de biodegradação e geração de biogás. No entanto, faz-se necessário a realização de estudos mais detalhados sobre as possíveis formas de descarte ou aproveitamento desse rejeito.



### 5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

#### 5.1 Conclusão

- No caso particular das amostras brutas estudadas nessa pesquisa, as principais características identificadas foram: relação DBO/DQO acima de 0,5 típico de lixiviado biodegradável, pH alcalino com valor médio de 8, elevada concentração de amônia e alcalinidade. Com base nesses dados, em geral, o lixiviado estudado pode ser considerado novo a mediano.
- A composição química do hidróxido de cálcio ou cal hidratada contribui diretamente no seu desempenho como agente precipitante. Por essa razão, levando em consideração custo versus benefício foi escolhida uma marca comercial com baixa concentração de impurezas, boa eficiência na remoção dos parâmetros avaliados e economicamente viável.
- O método de precipitação química utilizando hidróxido de cálcio apresentou elevada eficiência de remoção de cor nas amostras de lixiviado estudadas e nas concentrações determinadas (15 e 35 g/L). No entanto, devido às diferentes características e ao número limitado de amostras, não foi possível estabelecer uma concentração “ótima”, dado que cada amostra de lixiviado possui características peculiares.
- Em relação aos outros parâmetros físico-químicos analisados nessa pesquisa, para a grande maioria, não foi estabelecida uma relação entre concentração de hidróxido de cálcio e eficiência de precipitação, uma vez que a eficiência do método não está associada apenas à concentração do agente precipitante, mas também a influencia de outros fatores (pH ótimo, velocidade de agitação, solubilidade da cal hidratada etc.).
- As variáveis pH, temperatura, vazão de ar e tempo de aeração se mostraram fundamentais para a redução da concentração de nitrogênio amoniacal, durante o método de *stripping*. A eficiência de remoção desse parâmetro alcançada no final do processo foi superior a

90% com concentrações sempre inferiores a 20 mg/L, contemplando o limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05.

- O *stripping* sem aeração mostrou-se também como uma alternativa para remoção de nitrogênio amoniacal, porém este método demanda maior tempo, o que torna inviável sua aplicabilidade em escala de campo.
- De maneira geral, foi observado que o método de *stripping* pode ser promissor não apenas para a remoção de nitrogênio amoniacal, mas também para DQO e alcalinidade. No entanto, a poluição atmosférica ainda se apresenta como um dos principais inconvenientes do método, necessitando estudos direcionados que visem sua redução.
- O emprego da precipitação química e o *stripping* podem ser facilmente combinados como pré-tratamento, visto que as condições estabelecidas em uma etapa acabam complementando a outra. Os métodos integrados promoveram uma remoção significativa de cor, turbidez, DQO, amônia e alcalinidade, resultando, de modo geral, em um efluente com melhor biodegradabilidade e menor toxicidade.
- O lodo gerado na precipitação química não inviabiliza completamente a aplicação deste método. A classificação do rejeito como um resíduo não perigoso, não inerte- classe II A, conforme a NBR 10004/2004, possibilita diversas formas de seu aproveitamento.

## 5.2 Sugestões para novas pesquisas

- Otimizar o tempo de agitação rápida do método de precipitação química, uma vez que seu aumento pode vir a reduzir a concentração de hidróxido de cálcio a ser utilizada no tratamento do lixiviado.
- Estudar a possibilidade de uso de coagulantes associados ao hidróxido de cálcio ou leite de cal, com intuito de proporcionar melhorias na eficiência do método de precipitação química.

- Avaliar o método de precipitação química através de monitoramento periódico do lixiviado, considerando a influência da sazonalidade nas características do efluente, o que proporcionará mais clareza no entendimento dos resultados.
- Estudar a toxicidade do efluente tratado (lixiviado submetido à precipitação química e *stripping* de amônia) através de bioensaios empregando organismos padronizados como plantas, peixes, microcústáceos e bactérias.
- Realizar estudos experimentais de *stripping* fechado em torres, com aproveitamento de amônia utilizando recirculação ou absorção de gás, visando reduzir a poluição ambiental gerada pelo método.
- Realizar estudos mais detalhados sobre as possíveis formas de descarte ou aproveitamento do lodo resultante do método de precipitação química.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, P.B. (2007). *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese de Doutorado - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 364 p.

ALVES, J.F.; LANGE, L.C. (2004). Avaliação da eficiência de remoção de matéria orgânica de líquidos lixiviados de aterros sanitários utilizando reagente de fenton. In: *XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal-RN.

ALVES. I.R.F.S. (2005). *Avaliação da população microbiana dos resíduos sólidos de um lisímetro no Aterro da Muribeca-Pe*. Monografia de Conclusão de Curso - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 49 p.

AMOKRANE, A., COMEL, C., VERON, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water research*, v. 31, n. 11, p. 2775-2782.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20. ed. Washington: American Public Health Association. 1220 p.

ARRUDA, A.C.S.; TEIXEIRA, A.E.; MANDELLI, S.M.C.; PESSIN, N.; SILVA, A.R. (1995). Estudo do comportamento de parâmetros físico-químicos relacionados ao processo de estabilização de resíduos sólidos urbanos no Sistema de Remediação de São Giácomo – Caxias do Sul – RS. In: *XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Salvador-BA.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6473 (2003a): Cal virgem e cal hidratada – Análise química*. Rio de Janeiro.

\_\_\_\_\_. *NBR 7175 (2003b) : Cal hidratada para argamassas*. Rio de Janeiro.

\_\_\_\_\_. *NBR 10004 (2004a): Resíduos Sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro.

\_\_\_\_\_. *NBR 10005 (2004b): Procedimento para a obtenção de extrato lixiviado em resíduos sólidos*. Rio de Janeiro.

---

\_\_\_\_\_.NBR 10006 (2004c): Procedimento para a obtenção do extrato solubilizado em resíduos sólidos.

BARLAZ, M.A.; SCHAEFER, D.M.; HAM, R.K. (1989). Bacterial populations development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill. *Environmental Microbiol*, v. 55, p. 55-65.

BAUN, A.; LEDIN, A.; REITZEL, L. A.; BJERG, P. L; CHRISTENSEN, T. H. (2004). Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills: chemical analysis and toxicity tests. *Water Research*, v. 38, p. 3845–3858.

BELTRÃO, K.G.Q.B. (2006). *Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado*. Tese de Doutorado - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 168 p.

BELTÃO, K. G. B.; JUCÁ, J. F. T. (2004). Alternativa para tratamento de chorume em aterros sanitários - sistema de barreira bio-química. In: *XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal-RN.

BELTÃO, K.G.B.; JUCÁ, J.F.T.; BRITO, A.R.; ALVES, M.C.M. (2005). Sistema de barreira bio-química como alternativa de tratamento para chorume em aterros sanitários. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande-MS.

BIDONE, F.R.A., POVINELLI, J. (1999). *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*, 1. ed. v. 1, São Carlos: EESC-USP. 109 p.

BIDONE, R.F. (2007). *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso: Central de Resíduos do Recreio, em Minas Do Leão/ RS*. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 138 p.

BONMATI, A.; FLOTATS, X. (2003). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or pos-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management*, v. 23, p. 261-272.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I., CONEJO, J.G.L., BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. (2002). *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice Hall, 305 p.

BRAIG, S.; COULOMB, I.; COURANT, P.; LIECHTI, P. (1999). Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies. *Ozone Science & Engineering*, v. 21, p. 1–22.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. (2005). Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. *Chemosphere*, v. 59, p. 819-829.

CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; MOURA, D.A.G.; BARCELLOS, J.F.; CARDILLO, L. (2007). Remoção de amônia por arraste de ar em chorume visando o aumento de sua biotratabilidade: resultados preliminares. In: *XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte-MG.

CASAGRANDE, E. (2006). *Avaliação da eficiência de rochas de arenito como meio filtrante em filtros anaeróbios para tratamento de chorume*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma-SC. 76 p.

CASTILHOS JUNIOR, A.B.; LANGE, L.C.; COSTA, R.H.R.; MÁXIMO, V.A.; RODRIGUES, M.C.; ALVES, J.F. (2006). Principais processos físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B (Coord.). *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Florianópolis, ABES, Projeto PROSAB. 494 p.

CECCONELLO, C.M. (2005). *Pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitos cultivados*. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo-RS. 149 p.

ÇEÇEN, F., GURSOY, G. (2000). Characterization of landfill leachates and studies on heavy metal removal. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 2, n. 5, p. 436-442.

CRITES, R.W. (1994). Design criteria and practice for constructed wetlands. *Water Science Technology*, v. 29, n. 4, p. 1-6.

CHEUNG, K.C.; CHU, L.M.; WONG, M.H. (1997). Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, air and soil pollution*, v. 94, p. 209-221.

CHIANESE, A.; RANAURO, R.; VERDONE, N. (1999). Treatment of landfill leachate by reverse osmosis. *Water Research*, v. 33, n. 3, p. 647-652.

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON G. (2001). Biochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 659-718.

CLÈMENT, B.; MERLIN, G. (1995). The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *The Science of the Total Environmental*, v. 170, p. 71-79.

CLÈMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D-D. (1997). Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates. *Chemosphere*, v. 35, n. 11, p. 2783-2796.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 28 de janeiro de 2008.

COUTO, M.C.L.; BRAGA, F.S. (2003). Tratamento de chorume de aterro sanitário por associação de reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo e reator aeróbico por infiltração rápida. In: *V SESMA - Seminário estadual sobre saneamento e meio ambiente*, Vitória-ES.

EL-FADEL, M., BOU-ZEID, E., CHAHINE, W., ALAYLI, B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, v. 22, p. 269-282.

FERNANDES, F.; COSTA, R.H.R.; GOMES, L.P.; FERREIRA, J.A.; BEAL, L.L.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; SILVA, S.M.C.P.; CAMPOS, J.C.; LOPES, D.D.; BOFF, R.D.; SILVA, J.D. (2006). Tratamento biológico de lixiviado de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B (Coord.). *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Florianópolis, ABES, Projeto PROSAB. 494 p.

FERREIRA, I.V.L.; DANIEL, L.A. (2004). Fotocatálise heterogênea com TiO<sub>2</sub> aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário. *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 335-342.

FERREIRA, J.A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T.C.A.; CAMPOS, J.C.; LIMA, P.Z.M. (2001). Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa-PB.

FIRMO, A.L.B. (2006). *Análise comportamental de parâmetros físico-químicos e geração de gás numa célula experimental no Aterro da Muribeca-Pe*. Monografia de Conclusão de Curso - Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 70 p.

FLECK, E. (2003). *Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado - Instituto de Pesquisas Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 176 p.

GEORGIU, D., AIVAZIDIS, A., HATIRRAS, J., GIMOUHOPOULOS, K. (2003). Treatment of cotton textile wastewater using lime and ferrous sulfate. *Water Research*, v. 37, p. 2248-2250.

GIORDANO, G. (2003). *Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Doutorado - Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ. 257 p.

GOEL, P.K., CHAUDHURI, M. (1996). Manganese-aided lime clarification of municipal wastewater. *Water Research*, v. 30, n. 6, p.1548-1550.

HAMADA, J.; FILHO, G. S. C.; FARIA, S.; CINTRA, F. H. (2002). Aplicabilidade de processos físico e físico-químico no tratamento do chorume de aterros sanitários. In: *VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vitória-ES.



INMETRO - *Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial*. Disponível em: <<http://www.inmetro.gov.br/consumidor/produtos/calHidratada.asp>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2008.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. (1995). *Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado*. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas / CEMPRE, 278 p.

IWAI, C.K. (2005). *Tratamento de chorume através de percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Bauru-SP. 205 p.

JUCÁ, J.F.T. (2003). Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. In: *5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO 2003*, Porto Alegre-RS.

KABDASLI, I.; SAFAK, A.; TÜNAY, O. (2008). Bench-scale evaluation of treatment schemes incorporating struvite precipitation for Young landfill leachate. *Waste Management*.

KAPETANIOS, L.; PAPADOPOULOS, A.; LOIZIDOU, M.; HARALAMBOUS, K.J. (1995). Physical-chemical-biological treatment of leachates from stabilised landfills. In: *Proceedings Sardinia, Fifth International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy. Cagliari: CISA, v.2, p.551.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M.Y. (2004). Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Bioresource Technology*, v. 94, p. 285-291.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M.Y. (2003). Simultaneous adsorption and biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Process Biochemistry*, v. 38, p. 1413-1420.

KELLY, R.J. (2002). *Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability*. PhD Thesis - Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg-Virginia. 66 p.

KEENAN, J.D.; STEINER, R.L.; FUNGAROLI, A.A. (1984). Chemical-physical leachate treatment. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 56.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. (2002). Present and long-term composition of msw landfill leachate: A review. *Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297 - 336.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. (2007). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*.

KURNIAWAN, T.A.; CHAN, G.Y.S.; LO, W.; BABEL, S. (2006a) Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering Journal*, n. 118, p. 83-98.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. (2006b). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, n. 28, p. 80-100.

LAGERKVIST, A.; COSSU, R. (2005). Leachate Recirculation: Concepts And Applications. In: *Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy. Cagliari: CISA.

LANGE, L.C.; ALVES, J.F.; AMARAL, M.C.S.; MELO JÚNIOR, W.R. (2006). Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton. *Revista de Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 11, n. 2, p. 175-183.

LEI, X.; SUGIURA, N.; FENG, C.; MAEKAWA, T. (2007). Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification. *Journal of Hazardous Materials*, v. 145, p. 391-397.

LEITE, V.D. (2007). *Estudo do processo de stripping de amônia em líquidos lixiviados*. 3º Relatório Técnico não publicado – PROSAB, Campina Grande.

LEITE, V.D.; LUNA, M.L.D.; BENTO, E.R.; LOPES, W.S.; SILVA, R.R.F. (2007). Estudo do ph e nitrogênio amoniacal no processo de stripping de amônia. In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte-MG.

LEYTÓN CERNA, C. E. (2008). *Degradação da amônia em Efluentes com Ácido de Caro*. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 102 p.

LI, X.Z.; ZHAO, Q.L. (2001). Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Chemosphere*, v. 44, p. 37-43.

LI, X.Z.; ZHAO, Q.L.; HAO, X.D. (1999). Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management*, v. 19, p. 409 - 415.

LIAO, P.H.; CHEN, A.; LO, K.V. (1995). Removal of nitrogen from swine manure wasterwaters by ammonia stripping. *Bioresource Technology*, v. 54, p. 17-20.

LIMA, C.A.A., MUCHA, M.S.; TELES, R.B.; CUNHA, R. (2005). Estudos preliminares de estimativa de produção de chorume e avaliação de alternativas de tratamento – Estudo de caso: novo Aterro de Ribeirão Preto-SP. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande-MS.

LINS, C.M.M. (2008). *Avaliação da Zeólita Natural para Aplicação em Barreiras Reativas Permeáveis no Tratamento do Lixiviado do Aterro da Muribeca/PE*. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 132 p.

LINS, E.A.M. (2003). *A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca*. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 125 p.

LINS, E.A.M ; SILVA, F.M.S. ; FIRMO, A.L.B. ; LINS, C.M.M. ; ALVES, I.R.F.S. (2007). Utilização do hidróxido de cálcio como pré-tratamento do lixiviado da estação de tratamento do Aterro da Muribeca - PE. In: *VI Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental - REGEO 2007 e o V Simpósio Brasileiro de Geossintéticos - Geossintéticos 2007*, Recife-PE.

LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; ATHAYDE JÚNIOR, G.B.; SILVA, S.A. ; SOUSA, M.A. (2003). Estudo do stripping de amônia em líquido percolado. In: *22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Joinville-SC.

MACIEL, F.J. (2003). *Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE*. Dissertação de Mestrado - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 158 p.

MAGNANI, M.; MAGNANI, P.; PINAMONTE, S. (2005). Aerobic-anaerobic treatment of msw organic fraction in landfill: A bridge to bioreactor technology. In: *Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy. Cagliari: CISA.

MANNARINO, F.C.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. (2006). Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no Aterro Sanitário de Pirai e no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ). *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 2, p. 108-112.

MARIANO, M.O.H.; MACIEL, F.J.M.; FUCALE, S.P.; JUCÁ, J.F.T.; BRITO, A.R. (2007). Estudo da composição dos RSU do projeto piloto para recuperação do biogás no Aterro da Muribeca/PE. In: *VI Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO´2007 e V Simpósio Brasileiro de Geossintéticos – Geossintéticos´2007*, Recife.

MARTINEZ RODRIGUEZ, R. (2007). *Estudo Teórico e Experimental de Agregados Iônicos (NH<sub>3</sub>) nNH<sub>m</sub> ± Dessorvidos da Amônia Sólida Bombardeada por Íons de 65 MeV*. Tese de Doutorado – Departamento de Física, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 129 p.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. (2002). Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, v. 46, p. 851–858.

MELO, V.L.A. (2000). *Estudos de referência para diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos*. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 118 p.

METCALF E EDDY. (2003). *Waste engineering: Treatment and reuse*. 4. ed. Boston: McGraw-Hill. 1819 p.

MIWA, A.C.P.; FREIRE, R.H.F.; CALIJURI, M.C. (2007). Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na Região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil). *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 12, n. 2, p. 169-180.

MONTEIRO, V.E.D. (2003). *Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca*. Tese de Doutorado - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 232 p.

MORAIS, J.L. (2005). *Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário*. Tese de Doutorado - Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR. 207p.

NASCIMENTO, J.F. (2004). *Avaliação de membranas de osmose inversa no tratamento de águas de purga de torres de refrigeração de indústria petrolífera com finalidade de reuso*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro-RJ. 115 p.

NUNES, J.A. (1996). *Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais*. Aracaju: Grafica Ed. J. Andrade. 277 p

NTAMPOU, X.; ZOUBOULIS, A.I.; SAMARAS, P. (2006). Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. *Chemosphere*, v. 62, n. 5, p. 722-730.

OLIVEIRA, F.J.S.; JUCÁ, J.F.T. (2004). Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 3, p. 211-217.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, v. 23, p. 441-446.

PACHECO, J.R. (2004). *Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR. 81 p.

PACHECO, J. R.; ZAMORA, P.P. (2004). Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). In: *XI SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal-RN.

PAES, R.F.C. (2003). *Caracterização do chorume produzido no Aterro da Muribeca – PE*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB. 150 p.

PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. (1996). *Microbiology of solid waste*. New York: CRC Press, 224p.

PIMENTEL, J.S. *Tratamento físico-químico de esgotos e reuso do efluente*. Disponível em: < <http://www.ambientaldobrasil.com.br/forum/arquivos/841tratamento.pdf>>. Acesso em: 19 de novembro de 2007.

PINTO, D.M.C.L. (2000). *Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado*. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 192 p.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R.(1985). Critical Review and Summary of Lachate and gas production from landfills. Cincinnati: USEPA, *Office of Research and Development*. EPA/600/2-86/073.

QASIM, S.R; CHIANG, W. (1994). *Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment*. Lancaster : Technomic Publishing Company, 339 p.

REBELATTO, M.F. (2006). *Avaliação de métodos de desinfecção de resíduo infeccioso e de seu percolado*. Dissertação de Mestrado - Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC. 117 p.

REICHERT, G. A. (2007). *Resíduos Sólidos: Projeto operação e monitoramento de aterros sanitários*. Guia do profissional em treinamento da rede ReCESA- Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. 109 p.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. (2007). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*.

RENOU, S.; POULAIN, S.; GIVAUDAN, J.G.; MOULIN, P. (2008). Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation – prefiltration – reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, v. 313, p. 9-22.

RHEW, R.D.; BARLAZ, M.A. (1995). Effect of lime-stabilized sludge as landfill cover on refuse decomposition. *Journal of Environmental Engineering*, p. 499-505.

ROBINSON, H.D., BARR, M.J., and LAST, S.D. (1992). Leachate collection, treatment and disposal. *Journal of Institute Water and Environmental Management*, v. 6, p. 321-332.

ROCHA, E.M.R. (2005). *Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca (PE)*. Dissertação de Mestrado - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 151 p.

RODRIGUES, F.S.F. (2004). *Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro / COPPE, Rio de Janeiro-RJ. 79 p.

SÁ, L.F. (2006). *Chorume e seus tratamentos*. Trabalho apresentado como parte dos requisitos necessários para conclusão da disciplina Geotecnia Ambiental. Depto. Engenharia Civil/ UFPE, Recife-PE. 21p.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. (2008). Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination*, v. 220, p. 108-114.

SANTOS, M.C. (2006). *Curso Técnico em Meio Ambiente - Gestão de Resíduos Sólidos*. Disponível em:< [http://www.aie.edu.br/curso/apoio/apoio080320062304\\_246.pdf](http://www.aie.edu.br/curso/apoio/apoio080320062304_246.pdf)>. Acesso em: 10 de abril de 2008.

SAWYER, C.N.; MCCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. (2003). *Chemistry for environmental engineering and science*. 5. ed. New York: McGraw-Hill. 752 p.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. (2001). *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso*. 1. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. 234 p.

SCHOEMAN, J.J. (2008). Evaluation of electro dialysis for the treatment of a hazardous leachate. *Desalination*, v. 224, n. 1-3, p. 178-182.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. (2000). Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru. In: *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Alegre – RS.

SEMERJIAN, L.; AYOUB, G. (2003). High ph-magnesium coagulation-flocculation in wastewater treatment. *Advances in Environmental Research*, v. 7, n. 2, p. 389–403.

SERAFIM, A.C.; GUSSAKOV, K.C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO, N.N.; SOBRINHO, G.D.; TONSO, S.; PELEGRINI, S. (2003). Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. In: *III Fórum de Estudos Contábeis*. Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica – SP.

SERVIÇO BRASILEIRO DE RESPOSTAS TÉCNICAS – SBRT. Disponível em: <<http://sbrtv1.ibict.br/upload/sbrt6047.pdf?PHPSESSID=88b1b4d2cd3443f5ba7c6b29362ae16>>. Acesso em: 10 de abril de 2008.

SILVA, A.C. (2002). *Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ. 111 p.

SILVA, G.S.; JARDIM, W.F. (2007). Aplicação do método da carga máxima total diária (CTMD) para amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia- SP. *Revista e Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 2, p. 160-168.

SOBRINHO, M.A.M. (2005). Notas de aula da disciplina de pós-graduação: *Controle da Poluição da água*.

SOUTO, G.D.B.; POVINELLI, J. (2007). Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte-MG.

TATSI, A.A., ZOUBOULIS, A.I., MATIS, K.A., SAMARAS, P. (2003). Coagulation–flocculation pre-treatment of sanitary landfill lichgates. *Chemosphere*, v. 53, p. 737–744.



TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. A. (1993). *Integrated solid waste management – engineering principles and management issues*. New York: McGraw-Hill. 978 p.

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J. P.; JAOUEN, P.; QUÉMENÉOUR, F. (2001). Stabilized landfill leachate treatment by combined physic-chemical-nanofiltration process. *Environmental Technology*, v. 20, p. 587–596.

VEIGA, A.A., CARDILLO, L., YOKOYAMA, L., CAMPOS, J.C. (2006). Remoção de amônia em chorume por arraste de ar. In: *VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Fortaleza-CE.

VON SPERLING, M. (1996). Lagoas de estabilização. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ Universidade Federal de Minas Gerais. 134 p.

ZOUBOULIS, A.I.; CHAI, X.; KATSOYIANNIS, J.A. (2004). The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. *Journal of Environmental Management*, v. 70, p. 35-41.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 4, p. 51-61.

**ANEXO I:**

**Metodologia da análise semi-quantitativa utilizada para a caracterização das marcas comerciais de hidróxido de cálcio.**

Na análise semi-quantitativa, inicialmente as amostras de hidróxido de cálcio foram finamente pulverizadas usando mortar de ágata. Uma porção de cada amostra foi levada a uma estufa a 110° C para eliminação de água de adsorção, e então levada a mufla a 1000°C por 2 horas para a determinação da perda ao fogo. Uma porção da amostra seca foi levada a uma prensa hidráulica para formar uma pastilha prensada, com 25 toneladas de pressão. As amostras foram então analisadas qualitativamente para elementos pesados e alguns leves, e então semi-quantitativamente, para os elementos detectados na varredura qualitativa. Os resultados das análises foram então recalculados para 100% para incorporar o resultado da perda ao fogo. Ressalta-se que todos os elementos da tabela periódica podem ser detectados por esta metodologia, com exceção dos elementos leves H, He, Li, Be, B, C, N e O. Os elementos não listados não foram detectados. Para a análise química foi usado um espectrômetro de fluorescência de raios-X Rigaku modelo RIX 3000, equipado com tubo de Rh. Os resultados estão expressos em peso %.

A metodologia citada foi fornecida pelo laboratório NEG LABISE/UFPE.

**ANEXO II:**

**Descrição e resultados referentes aos ensaios de lixiviação e solubilização realizados no lodo resultante da precipitação química.**

Descrição dos ensaios (SANTOS, 2006)

*a) Ensaio de Lixiviação (NBR 10005:2004)*

Manter o resíduo sólido em água destilada, com pH 5,0 e em constante agitação, por um período mínimo de 24 horas, estabelecendo dessa forma a solubilização máxima de seus constituintes. Fazem-se as análises do solubilizado. Verificando-se a presença de qualquer substância considerada perigosa (Tóxica, cancerígena, mutagênica ou teratogênica), o resíduo é automaticamente considerado como Classe I (Perigoso).

Se for evidenciado que o resíduo não apresenta as características que conferem periculosidade, conforme descrito acima e através das análises verifica-se que o solubilizado não apresenta qualquer substância considerada perigosa, o resíduo é considerado classe II, ou seja, resíduo não perigoso.

*b) Ensaio de Solubilização (NBR 10006:2004)*

Para determinar se o resíduo pertence à classe II A ou B, realiza-se o ensaio de Solubilização, descrito a seguir, que evidencia se os componentes presentes no resíduo podem ou não contaminar o local onde estão dispostos com o decorrer do tempo.

Utiliza a massa seca da amostra, a qual é colocada em contato estático com a água destilada durante 7 dias. A seguir, procede-se à filtração e então se seguem diversas análises, tendo como referência a Portaria 518: 2004 – Padrões de Potabilidade de água.

Se todos os parâmetros estiverem de acordo com os limites estabelecidos pela Portaria, o resíduo pode ser considerado Classe II B (Inerte), porém, se algum parâmetro estiver em desacordo com os limites estabelecidos, o resíduo é considerado Classe II A (Não Inerte).

Os resultados dos ensaios de lixiviação e solubilização – parâmetros orgânicos e inorgânicos encontram-se nas tabelas a seguir:

**Tabela 1.** Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Inorgânicos

<b>Parâmetro</b>	<b>Código de Identificação</b>	<b>Método Analítico</b>	<b>Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/L)</b>	<b>Limite Máximo Permitido (mg/L)</b>	<b>Limite de Detecção do método (mg/l)</b>
Arsênio	D005	SMEWW 3114-B	< 0.01	1.0	0.01
Bário	D006	SMEWW 3030, 3120-B	0.137	70.0	0.005
Cádmio	D007	SMEWW 3030, 3120-B	< 0.001	0.5	0.001
Chumbo	D008	SMEWW 3030, 3120-B	< 0.01	1.0	0.01
Cromo Total	D009	SMEWW 3030, 3120-B	0.06	5.0	0.01
Fluoretos	D010	SMEWW 4500F-C	0.31	150.0	0.10
Merúrio	D011	SMEWW 3112-B	< 0.0002	0.1	0.0002
Prata	D012	SMEWW 3030, 3120-B	< 0.01	5.0	0.01
Selênio	D013	SMEWW 3114-B	< 0.01	1.0	0.01

**Tabela 2.** Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Orgânicos (Pesticidas)

Parâmetro	Código de Identificação	Método Analítico	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/l)	Limite Máximo Permitido (mg/l)	Limite de Detecção do método (mg/l)
Adrin e Dieldrin	D014	EPA 3510/8270C	< 0.001	0.003	0.001
Clordano (todos isômeros)	D015	EPA 3510/8270 C	< 0.001	0.02	0.001
DDT ( todos isômeros)	D016	EPA 3510/8270 C	< 0.001	0.2	0.001
Pentaclorofenol	D024	EPA 3510/8270 C	< 0.01	0.9	0.01
2,4-D	D026	EPA 3510/8270 C	< 0.01	3.0	0.01
Endrin	D018	EPA 3510/8270C	< 0.001	0.06	0.001
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	D019	EPA 3510/8270C	< 0.001	0.003	0.001
Lindano	D022	EPA 3510/8270C	< 0.001	0.2	0.001
Metoxicloro	D023	EPA 3510/8270C	< 0.001	2.0	0.001
Toxafeno	D025	EPA 3510/8081B	< 0.002	0.5	0.002
2,4,5-T	D027	EPA 3510/8270 C	< 0.002	0.2	0.002
2,4,5-TP	D028	EPA 3510/8270 C	< 0.01	1.0	0.01

**Tabela 3.** Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Orgânicos (Outros orgânicos).

Parâmetro	Código de Identificação	Método Analítico	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/l)	Limite Máximo Permitido (mg/l)	Limite de Detecção do método (mg/l)
Benzeno	D030	EPA 8260B	< 0.04	0.5	0.04
Benzo (a) pireno	D031	EPA 3510/8270 C	< 0.002	0.07	0.002
Cloreto de Vinila	D032	EPA 8260B	< 0.04	0.5	0.04
Clorobenzeno	D033	EPA 8260B	< 0.01	100	0.01
Clorofórmio	D034	EPA 8260B	< 0.04	6.0	0.04
o-Cresol	D036	EPA 3510/8270 C	< 0.01	200	0.01
m-Cresol	D037	EPA 3510/8270 C	< 0.01	200	0.01
p-Cresol	D038	EPA 3510/8270 C	< 0.01	200	0.01
1,4-Diclorobenzeno	D039	EPA 8260B	< 0.04	7.5	0.04
1,2-Dicloroetano	D040	EPA 8260B	< 0.04	1.0	0.04
1,1-Dicloroetileno	D041	EPA 8260B	< 0.04	3.0	0.04
2,4-Dinitrotolueno	D042	EPA 3510/8270 C	< 0.01	0.13	0.01
Hexaclorobenzeno	D021	EPA 3510/8270 C	< 0.001	0.1	0.001
Hexaclorobutadieno	D043	EPA 8260B	< 0.04	0.5	0.04
Hexacloroetano	D044	EPA 3510/8270 C	< 0.01	3.0	0.01
Metil-etil cetona	D045	EPA 8260B	< 0.5	200	0.5
Nitrobenzeno	D046	EPA 3510/8270 C	< 0.01	2.0	0.01
Piridina	D047	EPA 8260B	< 0.01	5.0	0.01
Tetracloroeto de Carbono	D048	EPA 8260B	< 0.04	0.2	0.04
Tetracloroetileno	D049	EPA 8260B	< 0.04	4.0	0.04
Tricloroetileno	D050	EPA 8260B	< 0.04	7.0	0.04
2,4,5 Triclorofenol	D051	EPA 3510/8270 C	< 0.01	400	0.01
2,4,6 Triclorofenol	D052	EPA 3510/8270 C	< 0.01	20	0.01

**Tabela 4.** Classificação de toxicidade por solubilização – Parâmetros Inorgânicos.

Parâmetro	Método Analítico	Concentração no Resíduo Solubilizado Amostra (mg/L)	Concentração no Resíduo Solubilizado Duplicata (mg/L)	Limite máximo Permitido (mg/L)	Limite de Detecção do método (mg/l)
Arsênio (mg As/L)	SMEWW 3114-B	< 0.01	< 0.01	0.01	0.01
Bário (mg Ba/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.475	0.434	0.7	0.005
Cádmio (mg Cd/L)	SMEWW 3030,3120-B	< 0.001	< 0.001	0.005	0.001
Chumbo (mg Pb/L)	SMEWW 3030,3120-B	< 0.01	< 0.01	0.01	0.01
Cianeto (mg CN/L)	SMEWW 4500CN-B,C,D,E	< 0.01	< 0.01	0.07	0.01
Cromo Total (mg Cr/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.03	0.04	0.05	0.01
Fenóis Totais (mg C2H5OH/L)	SMEWW 5530-B,C,D	0.015	0.014	0.01	0.001
Fluoretos (mg F/L)	SMEWW 4500F-C	0.31	0.30	1.5	0.10
Merúrio (mg Hg/L)	SMEWW 3112-B	0.0005	0.0003	0.001	0.0002
Nitrato (mg N/L)	SMEWW 4500NO3-B	< 0.05	< 0.05	10.0	0.05
Prata (mg Ag/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.02	0.01	0.05	0.01
Selênio (mg Se/L)	SMEWW 3114-B	< 0.01	< 0.01	0.01	0.01
Alumínio (mg Al/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.16	0.15	0.2	0.05
<b>Cloreto (mg Cl/L)</b>	<b>SMEWW 4500Cl-B</b>	<b>1853</b>	<b>1983</b>	<b>250</b>	<b>2.0</b>
Cobre (mg Cu/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.21	0.17	2.0	0.01
Ferro (mg Fe/L)	SMEWW 3030,3120-B	< 0.05	< 0.05	0.3	0.05
Manganês (mg Mn/L)	SMEWW 3030,3120-B	< 0.02	< 0.02	0.1	0.02
<b>Sódio (mg Na/L)</b>	<b>SMEWW 3030,3120-B</b>	<b>932</b>	<b>835</b>	<b>200</b>	<b>0.05</b>
Surfactantes (mg MBAS/L)	SMEWW 5540-C	0.32	0.23	0.5	0.10
Sulfato (mg SO4 - 2/L)	SMEWW 4500SO4-E	86.5	79.2	250	1.00
Zinco (mg Zn/L)	SMEWW 3030,3120-B	< 0.01	< 0.01	5.0	0.01

**Tabela 5.** Classificação de toxicidade por solubilização – Parâmetros Orgânicos.

Parâmetro	Método Analítico	Concentração no Resíduo Solubilizado Amostra (mg/l)	Concentração no Resíduo Solubilizado Duplicata (mg/l)	Limite máximo Permitido (mg/l)	Limite de Detecção do Método (mg/l)
Adrin e Dieldrin	EPA 3510/8270 C	< 2.0 x 10 <sup>-5</sup>	< 2.0 x 10 <sup>-5</sup>	3.0 x 10 <sup>-5</sup>	2.0 x 10 <sup>-5</sup>
Clordano ( todos os isômeros)	EPA 3510/8270 C	< 0.0002	< 0.0002	2.0 x 10 <sup>-4</sup>	0.0002
2,4-D	EPA 3510/8270 C	< 0.01	< 0.01	0.03	0.01
DDT (todos isômeros)	EPA 3510/8270 C	< 0.001	< 0.001	2.0 x 10 <sup>-3</sup>	0.001
Endrin	EPA 3510/8270 C	< 0.0002	< 0.0002	6.0 x 10 <sup>-4</sup>	0.0002
Heptacloro e seu epóxido	EPA 3510/8270 C	< 2.0 x 10 <sup>-5</sup>	< 2.0 x 10 <sup>-5</sup>	3.0 x 10 <sup>-3</sup>	2.0 x 10 <sup>-5</sup>
Hexaclorobenzeno	EPA 3510/8270 C	< 0.001	< 0.001	1.0 x 10 <sup>-3</sup>	0.001
Lindano	EPA 3510/8270 C	< 0.001	< 0.001	2.0 x 10 <sup>-3</sup>	0.001
Metoxicloro	EPA 3510/8270 C	< 0.001	< 0.001	0.02	0.001
Toxafeno	EPA 3510/8270 C	< 0.002	< 0.002	5.0 x 10 <sup>-3</sup>	0.002
2,4,5-T	EPA 3510/8270 C	< 0.002	< 0.002	2.0 x 10 <sup>-3</sup>	0.002
2,4,5-TP	EPA 3510/8270 C	< 0.01	< 0.01	0.03	0.01



# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)