

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

Débora Machado de Oliveira

**ANÁLISE DE ASPECTOS AMBIENTAIS DO PROCESSO DE
EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Jr.

Florianópolis - SC

2011

Catálogo na fonte elaborada pela biblioteca da
Universidade Federal de Santa Catarina

Oliveira, Débora Machado de

ANÁLISE DE ASPECTOS AMBIENTAIS DO PROCESSO DE
EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS (Tese)
/ Débora Machado de Oliveira; orientador, Armando Borges de Castilhos
Jr. - Florianópolis, SC, 2011.

186 p.; 21 cm

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro
Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Aterro Sanitário. 3. Lixiviado. 4.
Evaporação. I. Castilhos Jr., Armando Borges de. II. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental. III. Título.

Débora Machado de Oliveira

ANÁLISE DE ASPECTOS AMBIENTAIS DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de Doutor em Engenharia Ambiental, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Florianópolis, 12 de Dezembro de 2011.

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Banca Examinadora:

Prof. Armando B. de Castilhos Jr., Dr. (Orientador)
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Valderi Duarte Leite, Dr.
Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

Prof^a Iene Christie Figueiredo, Dra.
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

Prof. Saulo Guths, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Prof. William Gerson Matias, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Dedicatória

Aos meus queridos Avós: Romeu e
Julieta (*in memoriam*)

AGRADECIMENTOS

Ao Criador Jeová Deus, pelo espetáculo da vida.

A minha família pelo apoio e incentivo, especialmente a minha mãe que esteve sempre ao meu lado durante essa caminhada.

Ao meu orientador Prof. Armando pela oportunidade, orientação, apoio, paciência e confiança.

Ao Prof. Saulo Guths, pelas orientações no desenvolvimento de um protótipo de evaporação de lixiviado.

Ao Técnico Edevaldo (LABTERMO) pelo tempo dedicado na construção do protótipo de evaporação de lixiviado.

Aos membros da banca pelas valiosas contribuições que engrandeceram e qualificaram este trabalho.

A minha amiga e colega Elivete pelo companheirismo, apoio e confiança nos bons e maus momentos.

Aos colegas do LARESO e PPGEA que me presentearam com sua amizade e profissionalismo, enfim, agradeço a todos de coração, em especial: Vanessa Dias, Bianca Ranzi, Iracema Maia, Cláudia Lavina, Fabio Roehrs, Gilson Miranda, Marilda, Heloísa Pereira, Kalil Salim, Fernando Fenelon, Naiara Francisca.

Aos bolsistas do PIBIC/CNPq e acadêmicos do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental que trabalharam incansavelmente comigo em algumas etapas desta pesquisa, com os quais tive a oportunidade de desenvolver uma relação de amizade, a estes meus agradecimentos: Haical Haddad, Caio Voltolini, Camila Rebelatto, Claudia Diavan, Stefano Burigo, Matheus Francisco, Juliana Santos, Marcelo Matias, Stefania Hofmann, Guilherme Todt. Também não poderia deixar de agradecer aos acadêmicos do curso de Engenharia Mecânica/UFSC: Andreas e Thamara que me ajudaram nos cálculos termodinâmicos para desenvolvimento de um protótipo de evaporador que infelizmente não teve sua etapa concluída neste trabalho.

Ao PPGEA/UFSC pela oportunidade.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de Doutorado.

RESUMO

O aterro sanitário, apesar de ser amplamente utilizado como técnica de disposição de resíduos sólidos, gera subprodutos como gases e líquidos que necessitam ser adequadamente tratados. O líquido gerado pelo aterro sanitário, também chamado de lixiviado, é considerado um dos efluentes mais complexos e difíceis de serem tratados. O processo de evaporação como alternativa ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário tem sido estudado desde a década de 80 por diversos pesquisadores. No Brasil, o interesse pelo processo de evaporação de lixiviado é recente e tem sido impulsionado pelo atrativo do aproveitamento do biogás produzido no próprio aterro como fonte energética para aquecimento do lixiviado. Este trabalho teve como objetivo avaliar aspectos ambientais do processo de evaporação de lixiviado, mais especificamente a influência dos parâmetros de pressão, temperatura e pH na qualidade dos efluentes (concentrados, condensados e gases). Para isso, realizaram-se vários ensaios de evaporação, utilizando sistemas de evaporação/condensação em escala de laboratório, nos quais foram aplicadas diferentes condições de temperatura, pressão e pH. Ao final de cada ensaio, os efluentes condensados e concentrados foram submetidos a análises físico-químicas de DQO, COT, NH_3 , Cl^- e ST. Para a identificação dos COV, as amostras de lixiviado foram aquecidas a diferentes temperaturas e duas técnicas de extrações foram empregadas: (a) Microextração em Fase Sólida e; (b) Amostragem Ativa em Sólido Adsorvente. Os resultados revelaram que a evaporação como um sistema de concentração de lixiviados de aterro sanitário foi eficiente na retenção de DQO, COT, Cl^- e ST nos concentrados, já o Nitrogênio Amoniacal foi quase totalmente transferido para os condensados nos ensaios realizados sem ajuste de pH. Por outro lado, o ajuste de pH para nível 4 nos lixiviados mostrou ser um mecanismo eficiente de controle de emissões de NH_3 para a atmosfera. Observou-se que as concentrações de DQO, NH_3 e Cl^- nos condensados, obtidos ao longo do processo de evaporação, foram elevadas nas primeiras (<25%) e nas últimas (>75%) frações evaporadas/condensadas. Os COV identificados nos gases e vapores liberados pelo aquecimento do lixiviado nas temperaturas de 40 e 85 °C foram na sua maioria compostos com funções químicas oxigenadas tais como: ésteres, aldeídos, cetonas e alcoóis, também foram identificados hidrocarbonetos aromáticos, aminas, tio-compostos e siloxanos.

Palavras-chave: Aterro sanitário; Lixiviado; Evaporação.

ABSTRACT

The sanitary landfill, despite being widely used as a technique for the disposal of the solid waste, generates by-products such as gases and liquids, which need to be appropriately treated. The liquid generated by the landfill, also called leachate, is considered to be one of the most complex and difficult effluent to be treated. The evaporation process as an alternative to the treatment of the landfill leachate has been studying since the 80's by several researchers. In Brazil, the interest in the leachate evaporation process is recent and has been being boosted by the attractive appeal of the use of biogas, generated in the landfill, as an energy source for heating of the leachate. This work aimed to evaluate the environmental aspects of leachate evaporation process, more specifically the influence of pressure, temperature and pH parameters on the quality of the effluents (concentrates, condensates and gas). For that, several evaporation tests were carried out, using evaporation / condensation systems on a laboratory scale, on which different conditions of temperature, pressure and pH have been applied. At the end of each test the condensed and concentrated effluents have been subjected to physical and chemical analyzes of COD, TOC, NH₃, Cl⁻ and ST. For the identification of VOCs, the samples of the leachate have been heated at different temperatures and two extraction techniques have been employed: (a) solid phase micro extraction and; (b) Active sampling in solid adsorbent. The results have showed that the evaporation, as a landfill leachate concentration system, was efficient in the retention of COD, TOC, Cl⁻ and ST in the concentrates and, on the other hand, ammoniacal nitrogen has been almost entirely transferred to the condensate in the tests without pH adjustment . Furthermore, the pH adjustment to level 4 in the leachate was shown to be an efficient control of NH₃ emission into the atmosphere. It could be noticed that the concentrations of COD, NH₃ and Cl⁻ and the condensates obtained during the evaporation process were high in the first (<25%) and in the last (> 75%) fractions evaporated / condensed. VOCs identified in the gases and vapors released by leachate heating at temperatures of 40 and 85 ° C were mostly compounds with oxygenated chemical functions, such as esters, aldehydes, ketones and alcohols, aromatic hydrocarbons, amines, thio-compounds and siloxanes have also been identified.

Keywords: Sanitary Landfill, Leachate, Evaporation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 FASES DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS EM ATERROS SANITÁRIOS.	10
FIGURA 2 CORTE ESQUEMÁTICO DE EVAPORADORES DE EBULIÇÃO COM TUBOS HORIZONTAIS E VERTICAIS.	30
FIGURA 3 EVAPORADOR <i>FLASH</i> DE CIRCULAÇÃO FORÇADA E AQUECEDOR HORIZONTAL EXTERNO.	31
FIGURA 4 EVAPORADOR POR COMBUSTÃO SUBMERSA	33
FIGURA 5 DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO POR <i>SPRAY</i>	34
FIGURA 6 SISTEMA PILOTO DE EVAPORAÇÃO POR CONTATO DIRETO.	47
FIGURA 7 SISTEMA DE EVAPORAÇÃO POR COMBUSTÃO SUBMERSA 2 ESTÁGIOS	51
FIGURA 8 DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO EM DUAS FASES	52
FIGURA 9 SISTEMA PILOTO DE DESTILAÇÃO SOLAR DE LIXIVIADOS – RECIFE-PE	55
FIGURA 10 SISTEMA PILOTO DE EVAPORAÇÃO NATURAL DE LIXIVIADOS – FLORIANÓPOLIS - SC	56
FIGURA 11 EVAPORADOR UNITÁRIO INSTALADO NO ATERRO DE GRAMACHO – RIO DE JANEIRO -RJ	59
FIGURA 12 EVAPORADOR DE LIXIVIADO INSTALADO NO ATERRO SANITÁRIO DE TREMEMBÉ-SP	61
FIGURA 13 EVAPORADOR DE LIXIVIADO INSTALADO NA CTR NOVA IGUAÇU – RJ	62
FIGURA 14 EVAPORADOR MÓVEL DE LIXIVIADO INSTALADO NO ATERRO SANITÁRIO DE SÃO LEOPOLDO – RS.	63
FIGURA 15 REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO PARA EVAPORAÇÃO ATMOSFÉRICA	72
FIGURA 16 REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO EVAPORADOR ROTATIVO UTILIZADO PARA EVAPORAÇÃO A VÁCUO	73
FIGURA 17 FLUXOGRAMA GERAL DAS ETAPAS EXPERIMENTAIS DESENVOLVIDAS NA PESQUISA	74
FIGURA 18 FLUXOGRAMA PRIMEIRA ETAPA DE EXPERIMENTOS – AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS EFLUENTES (CONDENSADOS E CONCENTRADOS)	75
FIGURA 19 FLUXOGRAMA SEGUNDA ETAPA DE EXPERIMENTOS – COMPORTAMENTO DE POLUENTES AO LONGO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO	77
FIGURA 20 FLUXOGRAMA TERCEIRA ETAPA DE EXPERIMENTOS – IDENTIFICAÇÃO DE COV (GASES E VAPORES) ORIUNDOS DO AQUECIMENTO DE LIXIVIADOS	79
FIGURA 21 APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NO PROCESSO DE EXTRAÇÃO DOS COV DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO	81
FIGURA 22 INJEÇÃO DA AMOSTRA NO CROMATÓGRAFO GASOSO DA PERKIN ELMER ...	83
FIGURA 23 FLUXOGRAMA QUARTA ETAPA DE EXPERIMENTOS – ANÁLISE DE EMISSÕES DE NH ₃ E H ₂ S.	85
FIGURA 24 APARATO EXPERIMENTAL PARA COLETA DOS GASES DE NH ₃ E H ₂ S	86
FIGURA 25 ANÁLISE DQO E NH ₃ NOS CONDENSADOS OBTIDOS DO <i>LIXIVIADO B</i> (pH 8,5) EM DIFERENTES TEMPERATURAS.	98
FIGURA 26 ANÁLISE DQO E NH ₃ NOS CONDENSADOS OBTIDOS DO <i>LIXIVIADO B</i> (pH 8,5) EM DIFERENTES PRESSÕES.	99
FIGURA 27 CONCENTRAÇÃO DA DQO NOS CONDENSADOS E CONCENTRADOS EM FUNÇÃO DO VOLUME EVAPORADO (%), COM E SEM ACIDIFICAÇÃO PRÉVIA	101

FIGURA 28 PERCENTUAL DE DQO ARRASTADO PARA O CONDENSADO EM FUNÇÃO DO VOLUME EVAPORADO (%), COM E SEM ACIDIFICAÇÃO PRÉVIA.....	103
FIGURA 29 CONCENTRAÇÃO DE NH ₃ NOS CONDENSADOS E CONCENTRADOS EM FUNÇÃO DO VOLUME EVAPORADO (%), COM E SEM ACIDIFICAÇÃO PRÉVIA.....	106
FIGURA 30 PERCENTUAL DE NH ₃ ARRASTADO PARA O CONDENSADO EM FUNÇÃO DO VOLUME EVAPORADO (%), COM E SEM ACIDIFICAÇÃO PRÉVIA.....	108
FIGURA 31 CONCENTRAÇÃO DE Cl ⁻ NOS CONDENSADOS E CONCENTRADOS EM FUNÇÃO DO VOLUME EVAPORADO (%), COM E SEM ACIDIFICAÇÃO PRÉVIA.....	110
FIGURA 32 PERCENTUAL DE Cl ⁻ ARRASTADO PARA O CONDENSADO EM FUNÇÃO DO VOLUME EVAPORADO (%), COM E SEM ACIDIFICAÇÃO PRÉVIA.....	111
FIGURA 33 CONCENTRAÇÃO DE NH ₃ NOS CONDENSADOS EM FUNÇÃO DO TEMPO DE EVAPORAÇÃO, EM pH ÁCIDO E BÁSICO.	116
FIGURA 34 CONCENTRAÇÃO DE DQO NOS CONDENSADOS EM FUNÇÃO DO TEMPO DE EVAPORAÇÃO, EM pH ÁCIDO E BÁSICO.	117
FIGURA 35 CROMATOGRAMA DA CORRIDA REALIZADA SEM INJEÇÃO DE AMOSTRA...	119
FIGURA 36 CROMATOGRAMA DOS COV EXTRAÍDOS DO LIXIVIADO B A 30°C	119
FIGURA 37 CROMATOGRAMA DOS COV EXTRAÍDOS DO LIXIVIADO B A 40°C	120
FIGURA 38 CROMATOGRAMA DOS COV EXTRAÍDOS DO LIXIVIADO B A 50°C	120
FIGURA 39 CROMATOGRAMA DOS COV EXTRAÍDOS DO LIXIVIADO B A 60°C	120
FIGURA 40 CROMATOGRAMA DOS COV EXTRAÍDOS DO LIXIVIADO B A 40°C	122
FIGURA 41 CROMATOGRAMA DOS COV EXTRAÍDOS DO LIXIVIADO D A 40°C.....	122
FIGURA 42 CROMATOGRAMA DOS COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS EXTRAÍDOS NOS GASES E VAPORES DO LIXIVIADO A (85 °C E VOLUME COLETA = 211,6 mL)..	124
FIGURA 43 CROMATOGRAMA DOS COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS EXTRAÍDOS NOS GASES E VAPORES DO LIXIVIADO A (85 °C E VOLUME COLETA = 543,5 mL)..	125

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 COMPOSIÇÃO TÍPICA DO GÁS DE ATERRO	11
TABELA 2 CONSTITUINTES TÓXICOS ENCONTRADOS EM GÁS DE ATERRO SANITÁRIO....	12
TABELA 3 CARACTERÍSTICAS TÍPICAS DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	15
TABELA 4 TIPOS DE EVAPORADORES, PRINCÍPIO DE FUNCIONAMENTO E SUAS PRINCIPAIS LIMITAÇÕES E PREOCUPAÇÕES	36
TABELA 5 QUALIDADE DO CONDENSADO EM PROCESSOS DE UM E DOIS ESTÁGIOS	40
TABELA 6 ANÁLISE DOS GASES EVAPORADOS DO LIXIVIADO DE RESÍDUOS URBANOS... 44	
TABELA 7 ANÁLISE DOS GASES EVAPORADOS DO LIXIVIADO DE ESCÓRIAS DE INCINERAÇÃO	45
TABELA 8 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR (CONAMA 03/90)	65
TABELA 9 LIMITES MÁXIMOS DE EMISSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS (CONAMA 316/02).....	68
TABELA 10 MÉTODOS ANALÍTICOS PARA DETERMINAÇÃO DAS ANÁLISES FÍSICO- QUÍMICAS EM AMOSTRAS DE LIXIVIADO BRUTO, CONDENSADOS E CONCENTRADOS	71
TABELA 11 CONDIÇÃO DE ANÁLISE NO SISTEMA DE CG/EM PARA IDENTIFICAÇÃO DOS COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS PELA TÉCNICA SPME	82
TABELA 12 VOLUMES DE GASES COLETADOS EM AMOSTRA DO LIXIVIADO A.	84
TABELA 13 CONDIÇÃO DE ANÁLISE NO SISTEMA DE CG/EM PARA IDENTIFICAÇÃO DOS COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS PELA TÉCNICA AMOSTRAGEM ATIVA EM SÓLIDO ADSORVENTE	84
TABELA 14 CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS BRUTOS (A, B, C E D).....	88
TABELA 15 CONCENTRAÇÃO DE PARÂMETROS AMBIENTAIS PARA OS EFLUENTES (CONDENSADO E CONCENTRADO) EM DIFERENTES TEMPERATURAS	92
TABELA 16 BALANÇO DE MASSA DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS PARA OS EFLUENTES (CONDENSADO E CONCENTRADO) DA EVAPORAÇÃO DO LIXIVIADO.....	94
TABELA 17 CONCENTRAÇÃO DE DQO E NH ₃ NOS CONDENSADOS OBTIDOS DE EVAPORAÇÕES DO LIXIVIADO B EM PRESSÕES REDUZIDAS	96
TABELA 18 DISTRIBUIÇÃO DOS ST, SFT E SVT REMANESCENTES NOS CONCENTRADOS OBTIDOS A PARTIR DA EVAPORAÇÃO DO LIXIVIADO A SEM AJUSTE DE pH.....	114
TABELA 19 ÁREA DOS PICOS REFERENTES AOS CROMATOGRAMAS REALIZADOS NAS TEMPERATURAS DE 30, 40, 50 E 60 °C NO LIXIVIADO B.....	121
TABELA 20 IDENTIFICAÇÃO DOS COV NO LIXIVIADO B (TEMPERATURA 40 °C).....	123
TABELA 21 IDENTIFICAÇÃO DOS COV NO LIXIVIADO A (TEMPERATURA 85 °C).....	126
TABELA 22 CONCENTRAÇÕES DE NH ₃ NOS GASES E VAPORES DE LIXIVIADO	130

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CGEM	Cromatografia Gasosa Espectrometria de Massa
CH₄	Metano
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CO	Monóxido de Carbono
CO₂	Dióxido de Carbono
CO₂e	Dióxido de Carbono Equivalente
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
CQNUMC	Convenção Quadro das Nações Unidas para Mudanças Climáticas
CTR	Central de Tratamento de Resíduos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ECD	Evaporador de Contato Direto
GEE	Gases de Efeito Estufa
H₂S	Sulfeto de Hidrogênio
HCNM	Hidrocarboneto Não Metano
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
MCT	Ministério da Ciência e Tecnologia
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NH₃	Nitrogênio Amoniacal
NIST	National Institute of Standards and Technology
NMP	Número Mais Provável
NR	Norma Regulamentadora
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
UFC	Unidades Formadora de Colônias
USEPA	United States Environmental Protection Agency

LISTA DE SÍMBOLOS

atm	Pressão atmosférica
bar	Pressão barométrica
BTU	British Thermal Unit
g	Grama
GL	Galão
J	Joule
gpd	Galões por dia
K	Kelvin
kg	Quilograma
kJ	Kilo Joule
kPa	Quilopascal
KW	Quilowatt
KW.h	Quilowatt-hora
L	Litro
mmHg	Milímetros de mercúrio
MPa	Megapascal
MW	Megawatt
Nm³	Normal metro cúbico
°C	Celsius
°F	Fahrenheit
Pa	Pascal
kPa	Kilo Pascal
ppb	Partes por bilhão
ppm	Partes por milhão
rpm	Rotações por minuto
scfm	Standard cubic foot for minute
UO	Unidade de odor
W	Watt

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA	4
1.2 ESTRUTURA DO TRABALHO.....	4
2 OBJETIVOS	6
2.1 OBJETIVO GERAL	6
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
3.1 ATERRO SANITÁRIO	7
3.1.1 GERAÇÃO DE GASES E LIXIVIADOS EM ATERROS SANITÁRIOS.....	8
3.1.2 GÁS DE ATERRO SANITÁRIO.....	11
3.1.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	13
3.1.4 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO.....	18
3.2 EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO	24
3.2.1 PROCESSO DE EVAPORAÇÃO	25
3.2.2 CLASSIFICAÇÃO DOS EVAPORADORES	27
3.2.3 SELEÇÃO DO EQUIPAMENTO PARA EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADOS ...	34
3.2.4 ASPECTOS AMBIENTAIS DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO	39
3.2.5 PLANTAS DE EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO OPERADAS EM ESCALA REAL NO BRASIL	60
3.2.6 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	64
4. MATERIAIS E MÉTODOS	70
4.1 AMOSTRAS DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	70
4.2 MÉTODOS ANALÍTICOS PARA ANÁLISES AMBIENTAIS	70
4.3 SISTEMA EXPERIMENTAL PARA EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO A PRESSÃO ATMOSFÉRICA	71
4.4 SISTEMA EXPERIMENTAL PARA EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO A PRESSÕES REDUZIDAS	73
4.5 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS	74
4.5.1 PRIMEIRA ETAPA - AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS EFLUENTES DO PROCESSO EVAPORAÇÃO	75
4.5.2 SEGUNDA ETAPA – COMPORTAMENTO DE POLUENTES AO LONGO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO	77
4.5.3 TERCEIRA ETAPA – IDENTIFICAÇÃO DOS COV NOS GASES E VAPORES RESULTANTES DO AQUECIMENTO DE LIXIVIADOS.....	79
4.5.3.1 EXTRAÇÃO DE COV PELA TÉCNICA DE MICROEXTRAÇÃO EM FASE SÓLIDA (SPME).....	80

4.5.3.2 EXTRAÇÃO DE COV POR AMOSTRAGEM ATIVA EM SÓLIDO ADSORVENTE	83
4.5.4 QUARTA ETAPA – QUANTIFICAÇÃO DAS EMISSÕES DE NH ₃ E H ₂ S NOS GASES E VAPORES RESULTANTES DO AQUECIMENTO DE LIXIVIADO	85
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	88
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS ESTUDADOS	88
5.2 ANÁLISE DA QUALIDADE DOS EFLUENTES EM DIFERENTES PRESSÕES E TEMPERATURAS	90
5.2.1 EVAPORAÇÃO EM PRESSÃO ATMOSFÉRICA (760 MMHG)	90
5.2.2 EVAPORAÇÃO EM PRESSÕES REDUZIDAS	96
5.3 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE POLUENTES AO LONGO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO EM DIFERENTES pH	100
5.3.1 EVAPORAÇÃO EM PRESSÃO ATMOSFÉRICA (760 MMHG)	100
5.3.1.1. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	100
5.3.1.2. NITROGÊNIO AMONICAL (NH ₃)	105
5.3.1.3. CLORETOS (CL)	110
5.3.1.4. SÉRIE DE SÓLIDOS (ST, SFT E SVT)	113
5.3.2 EVAPORAÇÃO EM PRESSÕES REDUZIDAS	115
5.4 IDENTIFICAÇÃO DE COV NOS GASES E VAPORES RESULTANTES DO AQUECIMENTO DE LIXIVIADO	118
5.4.1 MICROEXTRAÇÃO E FASE SÓLIDA (SPME)	118
5.4.2 AMOSTRAGEM ATIVA EM SÓLIDO ADSORVENTE	124
5.4.3 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS NOS LIXIVIADOS	127
5.5 EMISSÕES DE NH ₃ E H ₂ S NOS GASES E VAPORES RESULTANTES DO AQUECIMENTO DE LIXIVIADO	130
6. CONCLUSÕES	133
7. RECOMENDAÇÕES	136
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	137
ANEXOS	160
APÊNDICE I	165
APÊNDICE II	167
APÊNDICE III	170
APÊNDICE IV	183

1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário constitui-se uma forma de destinação final de resíduos sólidos de origem urbana, amplamente utilizada no mundo, em virtude de sua simplicidade de execução, seu baixo custo e capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos, quando comparado às demais formas de tratamento e disposição. Apesar das vantagens, a disposição de resíduos em aterros gera subprodutos como gases e líquidos, os quais necessitam ser adequadamente tratados. O líquido gerado pelo aterro sanitário, também chamado de lixiviado, constitui-se em um dos efluentes mais complexos e difíceis de serem tratados. Dessa forma, o tratamento destes líquidos assume uma grande importância para o meio ambiente. O lixiviado é definido como efluente aquoso gerado em consequência da percolação da água da chuva através da massa de resíduos, de processos bioquímicos que ocorrem no interior da célula de resíduos e da própria umidade dos resíduos.

A composição quali-quantitativa do lixiviado depende de vários fatores como a idade do aterro, tipo de resíduos, temperatura, sazonalidade, precipitação e geologia local (RENOU *et al.*, 2008, LEMA *et al.*, 1988). Muitos compostos encontrados em lixiviados não são considerados perigosos para a saúde e ambiente, pois representam produtos de degradação que variam de pequenos ácidos voláteis a compostos refratários, como ácidos húmicos e fúlvicos (KANG *et al.*, 2002, YUE *et al.*, 2007). No entanto, muitos pesquisadores têm reportado lixiviados com altas concentrações de material orgânico e inorgânico, metais pesados, substâncias recalcitrantes e com alto potencial microbiológico (EL-FADEL *et al.*, 1997; KJELDSEN *et al.*, 2002; ÖMAN E JUNESTEDT, 2008).

Os tratamentos convencionais (biológicos e métodos clássicos físico-químicos) foram considerados, durante muitos anos, as tecnologias mais adequadas para a gestão e purificação de efluentes com alto potencial poluidor, como os lixiviados de aterro sanitário. No entanto, ao longo dos anos diversos estudos têm demonstrado as limitações de cada um desses sistemas individualmente (AMOKRANE *et al.*, 1997; IM *et al.*, 2001; MARTTINEN *et al.*, 2002; WU *et al.*, 2004; CHEN *et al.*, 2008; RENOU *et al.*, 2008; YANG *et al.*, 2008; PI *et al.*, 2009).

Por outro lado, o crescente rigor dos padrões de lançamento de efluentes na maioria dos países, aliado ao envelhecimento dos aterros, produzindo cada vez mais lixiviados estabilizados, resultaram na queda da eficiência dos tratamentos convencionais (biológicos ou físico-

químicos), não sendo suficientes para atingir o nível de purificação necessário para reduzir os efeitos negativos dos lixiviados de aterro sanitário sobre o ambiente (RENOU *et al.*, 2008). O autor ainda destaca a necessidade de mais estudos e pesquisas visando o desenvolvimento de novas alternativas de tratamento.

Portanto, em face desse panorama da presença de compostos perigosos nos lixiviados de aterros sanitários, aliado aos crescentes níveis de exigências da legislação ambiental, existe a necessidade de estudos focados em novas tecnologias de tratamento, bem como no aperfeiçoamento dos sistemas de tratamento utilizados tradicionalmente. O tratamento físico-químico por evaporação tem sido especialmente indicado para tratamento de águas residuárias de origem industrial, com o propósito de concentrar ou separar diferentes fases de um efluente, e é considerado um dos principais tipos de tratamento empregado na remoção de material inorgânico (WANG *et al.*, 2006; NEMEROW, 2006).

Desde 1994 o processo de evaporação tem sido estudado como alternativa ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário (MARKS *et al.*, 1994; BIRCHLER *et al.*, 1994). A utilização da tecnologia de evaporação como um processo para tratamento de lixiviado é uma aplicação recente no Brasil, no entanto, vem sendo impulsionada pela possibilidade de aproveitamento do próprio gás de aterro como fonte energética para aquecimento do lixiviado, bem como pelo atrativo de obter os Certificados de Redução de Emissão de Gases de Efeito Estufa pela inclusão do projeto nos termos dos Mecanismos de Desenvolvimento Limpo, do protocolo de Quioto.

É neste contexto que o presente trabalho busca elucidar as potencialidades e limitações da tecnologia de tratamento de lixiviado por evaporação, focalizando os aspectos ambientais. O tema deste trabalho se justifica devido à constatação de que ainda existe poucas pesquisas publicadas a respeito do tema. Considerando o âmbito internacional, nos últimos anos têm aumentado o número de pesquisas direcionadas as novas tecnologias de tratamento de lixiviado, incluindo a evaporação (OZTURK *et al.*, 2003; WU *et al.*, 2004; XU *et al.*, 2006; RENOU *et al.*, 2008).

Nos Anais do *International Landfill Symposia in Sardinia*, um importante fórum na área de gestão de resíduos, observou-se um crescimento na abordagem desta tecnologia nos artigos científicos publicados desde o ano de 2005, quando apenas um artigo tratava do tema “evaporação de lixiviado”. Nos eventos subsequêntes deste Simpósio, que ocorreram nos anos de 2007 e 2009, identificou-se cinco

artigos destinados ao tema. Outras fontes de referências pesquisadas corroboram essa tendência. No portal Google Acadêmico onde sob o tópico “*leachate evaporation*” encontrou-se disponíveis pelo menos três artigos internacionais relevantes: Birchler *et al.* (1994), Marks *et al.* (1994), Xu *et al.* (2006).

Na revista internacional *Waste Management* encontrou-se dois artigos que abordam o tratamento de lixiviado por evaporação: Di Palma *et al.* (2002), Yue *et al.* (2007). Esse fato indica que, embora as pesquisas sobre o tratamento de lixiviado por evaporação ainda sejam limitadas, há um crescimento dos trabalhos publicados nesta temática. No Brasil, informações obtidas junto ao Banco de Teses da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), revelam um aumento no número de dissertações produzidas, tendo a evaporação de lixiviado como objeto de estudo, entre as quais destacam-se: Segato (2001); Vignoli (2007); Bahé (2008), Sá (2008), Ranzi (2009), Bacelar (2010) e Felon (2011). O crescente interesse por este tema de pesquisa se dá em virtude da falta de estudos científicos que abordem de forma integrada os impactos positivos e negativos desta tecnologia. Portanto, este trabalho de pesquisa vem incrementar as informações disponíveis em relação aos aspectos técnicos e ambientais do processo de evaporação de lixiviado, porém não tem a pretensão de esgotar todos os aspectos que envolvem o uso desta tecnologia.

A importância de estudar a tecnologia de evaporação de lixiviado no Brasil se dá em razão de que em alguns aterros sanitários já se encontram instaladas plantas de tratamento de lixiviado por evaporação, as quais utilizam o gás gerado no próprio aterro como fonte de energia. A utilização do gás de aterro para evaporação do lixiviado tem proporcionado aos gestores destes aterros a obtenção dos Certificados de Redução dos Gases de Efeito Estufa, através da conversão do metano em gás carbônico pelo processo de combustão. Impulsionados pela atratividade da venda de créditos de carbono, muitos gestores de aterros já estudam a viabilidade de instalar plantas de evaporação, visando dar um tratamento adequado aos gases de aterro sanitário e ao mesmo tempo reduzir os custos com o tratamento do lixiviado. Apesar de ser uma tecnologia bem aceita e em uso já por décadas em muitos países da Europa e da América do Norte, no Brasil os impactos positivos e negativos desta tecnologia, em termos ambientais, ainda precisam ser avaliados. Uma das dificuldades se dá em virtude de que a legislação brasileira não contempla padrões de emissões para diversos compostos orgânicos e inorgânicos voláteis que poderão vir a ser lançados na

atmosfera em resultado do processo de evaporação de lixiviados de aterro.

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

Este trabalho se insere nas pesquisas na área de resíduos sólidos, desenvolvidas no âmbito do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (Linha de pesquisa: Resíduos Sólidos Urbanos, Industriais e Agrícolas). Os trabalhos que antecedem esta pesquisa no estudo de tecnologias de tratamento de lixiviado de aterros sanitários iniciaram no PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico)¹ Edital 4, com recursos oriundo do FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos). Diversas tecnologias de tratamento de lixiviado já foram estudadas no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal de Santa Catarina, sendo os principais trabalhos até o momento publicados:

- Coagulação e floculação (MAXIMO, 2007);
- Lagoas de estabilização em série (SILVA, 2007);
- Filtração direta ascendente (ROEHRS, 2008);
- Tratamento eletrolítico (RODRIGUES, 2008);
- Evaporação natural (RANZI, 2009);
- Lagoas de estabilização (MARTINS, 2010);
- *Air stripping* (SANTOS, 2011) e;
- Evaporação acelerada (FENELON, 2011).

1.2 ESTRUTURA DO TRABALHO

O presente trabalho é constituído de sete capítulos distintos, porém interligados entre si pelo objetivo geral da pesquisa. Na introdução, é apresentada a justificativa considerando o contexto atual das pesquisas no campo do tratamento de lixiviado. No segundo, descreve-se os objetivos gerais e específicos a serem atingidos com a realização desta pesquisa. O terceiro capítulo compreende a revisão bibliográfica onde são apresentados os principais problemas associados ao tratamento e disposição de resíduos sólidos no Brasil, enfatizando os mecanismos de controle de poluição ambiental em um aterro sanitário,

¹ <http://www.finep.gov.br/prosab/lixo.htm>

destacando, sobretudo o potencial de poluição advindo do gerenciamento inadequado dos lixiviados de aterro sanitário. Faz-se ainda, uma abordagem geral das dificuldades enfrentadas em relação ao adequado tratamento dos lixiviados e as limitações dos sistemas de tratamento tradicionais frente à complexidade das características dos lixiviados de aterros sanitários. Neste capítulo também são abordados os modelos e configurações de evaporadores e as limitações e preocupações ambientais associados à evaporação de lixiviado. Procurou-se também identificar as pesquisas até o momento realizadas dentro desta temática, destacando os aspectos ambientais envolvidos neste tipo de tratamento.

O quarto capítulo, apresenta os materiais e métodos empregados para atingir os objetivos propostos neste trabalho, detalhando cada etapa experimental equivalente ao objetivo traçado.

No quinto capítulo são apresentados e discutidos os principais resultados obtidos durante o desenvolvimento desta pesquisa. Na seqüência aos resultados, apresenta-se o capítulo seis, reservado para exposição das principais conclusões e capítulo sete as recomendações, com a finalidade de nortear futuros estudos que venham a ser desenvolvidos neste tema.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo analisar aspectos ambientais do processo de evaporação de lixiviado sob diferentes condições de pressão, temperatura e pH.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a. Analisar a qualidade dos efluentes (condensado e concentrado) resultantes do processo de evaporação de lixiviado em diferentes condições de pressão e temperatura;
- b. Avaliar a comportamento de poluentes orgânicos e inorgânicos ao longo do processo de evaporação, sob diferentes condições de pH;
- c. Identificar os compostos orgânicos voláteis (COV) presentes nos lixiviados e sua emissão para a atmosfera em virtude do aquecimento do lixiviado em diferentes temperaturas;
- d. Quantificar as emissões de Nitrogênio Amoniacal e Sulfeto de Hidrogênio para a atmosfera em virtude do aquecimento do lixiviado em diferentes pH.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ATERRO SANITÁRIO

Aterro sanitário é o termo usado para descrever as instalações físicas utilizadas para a destinação de resíduos sólidos no solo. O aterramento de resíduos ainda tem sido o método mais econômico e ambientalmente aceitável para tratamento e eliminação de resíduos sólidos (TCHOBANOGLIOUS e O'LEARY, 2002). Esta técnica é amplamente utilizada no mundo, em virtude de sua simplicidade de execução, seu baixo custo e capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos quando comparado às demais formas de tratamento e disposição. No entanto, existem fatores limitantes a esta prática como a redução da disponibilidade de áreas próximas aos centros urbanos, os riscos ambientais associados à infiltração do lixiviado e a emissão descontrolada de biogás. Themelis e Ulloa (2006) estimaram que a quantidade anual de resíduos sólidos urbanos que tem sido enviada para os aterros sanitários no mundo é de aproximadamente 1,5 bilhões de toneladas. Na Comunidade Européia, porém, as recentes restrições para aterramento de resíduos sólidos urbanos (Directiva 1999) requerem em um futuro próximo, que o aterramento de resíduos biodegradáveis e combustíveis seja limitado. Em contraste, nos Estados Unidos da América, o aterramento continua sendo a forma de disposição mais utilizada.

No Brasil, as principais bases de dados sobre a quantidade de resíduos gerados, coletados e dispostos em cada município são a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, coordenada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e o Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento, da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental vinculado ao Ministério das Cidades. A última edição da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2010) revelou que, entre 2000 e 2008, houve uma tendência de melhora da situação de destinação final dos resíduos coletados no país nos últimos anos. A pesquisa mostrou ainda que em 2000 mais da metade dos municípios brasileiros ainda depositavam seus resíduos sólidos em vazadouros a céu aberto. Porém, entre 2000 e 2008, o percentual de municípios que utilizavam vazadouros a céu aberto para destinar seus resíduos reduziu de 72,3% para 50,8%, enquanto os que usavam aterros sanitários (soluções mais adequadas) cresceram de 17,3% para 27,7%. A melhora na destinação final ocorreu, sobretudo, nas regiões Sudeste e Sul do país (IBGE, 2010). A pesquisa realizada pelo Sistema Nacional

de Informações sobre o Saneamento (SNIS, 2010) também apontou para um avanço na forma como os municípios tem gerenciados os resíduos sólidos urbanos. A comparação entre os diagnósticos realizados em 2007 e 2010 revelam que o percentual de resíduos depositados em lixões reduziu de 31,1% para 5,1%, enquanto o percentual de resíduos depositado em aterros sanitários aumentou de 37,1% para 75% em 2010. A pesquisa do SNIS divulgada em 2010 abrangeu 2070 municípios brasileiros, representando cerca de 117,2 milhões de pessoas (72,8% da população urbana). Apesar dos avanços, Mello e Barros (2004) alertam para o fato de que embora as pesquisa revelem um aumento no número de resíduos dispostos em aterros sanitários, a denominação 'aterros sanitários' e 'aterros controlados' não reflete, na maioria dos casos, a qualidade da gestão dos resíduos sólidos.

Outro grande avanço para o setor de resíduos foi a aprovação da Lei nº 12.305, 02 de agosto de 2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A política procura organizar a forma como o país gerencia os resíduos sólidos, incentivando a reciclagem e a sustentabilidade. Entre os avanços da nova lei está o estabelecimento de prazo para fechamento dos lixões e a implantação da chamada logística reversa, que se constitui em um conjunto de ações para facilitar o retorno dos resíduos aos seus geradores para que sejam tratados ou reaproveitados em novos produtos.

3.1.1 Geração de Gases e Lixiviados em Aterros Sanitários

Um aterro sanitário pode ser conceituado como um reator bioquímico, onde os resíduos sólidos e a água se constituem as principais entradas, e os gases e lixiviados as principais saídas. Uma vez colocados em um aterro sanitário, os resíduos sofrem uma série de transformações físicas, químicas e biológicas simultâneas e interligadas. As reações biológicas mais importantes que ocorrem em aterros sanitários são aquelas relacionadas com a conversão da matéria orgânica, levando à evolução de gases de aterro e de lixiviado. Numerosas reações químicas e biológicas ocorrem enquanto a água infiltra e percola dentro da massa de resíduos. Como resultado, os compostos orgânicos e inorgânicos são lixiviados dos resíduos (McBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995).

Entre as reações químicas que ocorrem dentro de um aterro sanitário pode-se citar a dissolução e suspensão, conversão biológica de produtos, vaporização de compostos químicos, sorção de compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis no material em aterros,

desalogenação, decomposição de compostos orgânicos e reações de oxidação-redução de metais, os quais afetam a solubilidade de sais de metais. Entre as mudanças físicas mais importantes em aterros está a sedimentação causada pela consolidação e decomposição do material no aterro (TCHOBANOGLIOUS e O'LEARY, 2002). Christensen *et al.* (1989), Qasim e Chiang (1994), Qian, Koerner e Gray (2002) e Castilhos Junior *et al.* (2003); dividem o processo da decomposição em três estágios principais:

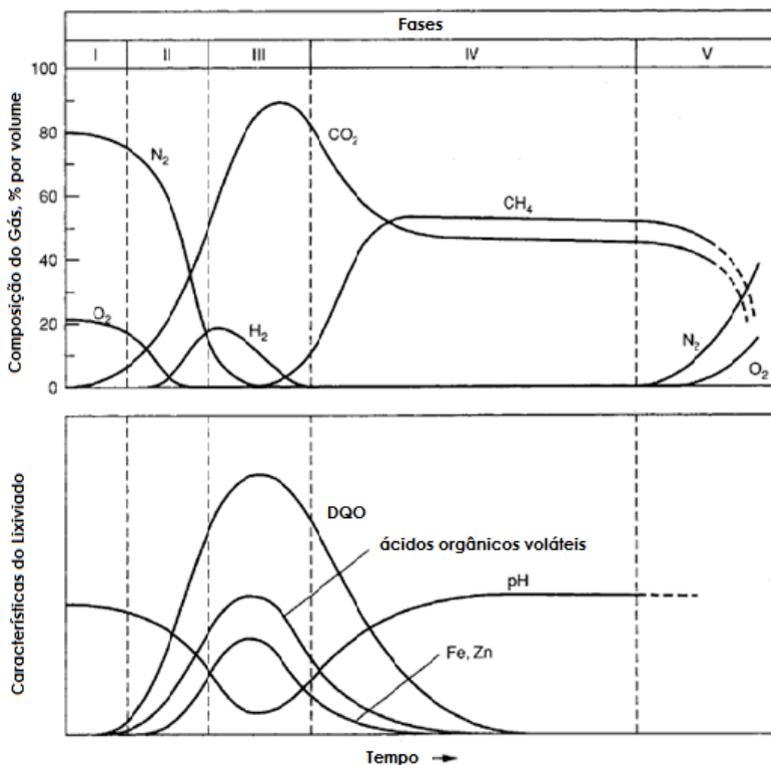
Estágio I: Uma rápida decomposição aeróbia ocorre imediatamente após o aterramento dos resíduos. Esta fase é breve devido ao acesso limitado do oxigênio e a grande demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelos resíduos. Neste período, microrganismos aeróbios transformam a matéria orgânica em dióxido de carbono, água e calor. O lixiviado típico produzido neste primeiro estágio contém alto teor de sais dissolvidos, materiais particulados e uma pequena quantidade de matéria orgânica dissolvida (McBEAN *et al.* 1995). Assim que a disponibilidade de oxigênio acaba, a decomposição facultativa causada por microrganismos anaeróbios predomina.

Estágio II: Durante esta fase de decomposição, acetogênica ou fermentação ácida, os microrganismos anaeróbios e facultativos, convertem matéria orgânica, via hidrólise, em compostos dissolvidos, tais como ácido acético e nitrogênio amoniacal. A mistura de ácidos nesta fase reduz o pH do lixiviado a valores baixos, favorecendo a solubilização de materiais inorgânicos presentes no resíduo, por exemplo, metais pesados. A alta concentração de ácidos voláteis contribui também para o aumento da demanda química de oxigênio (DQO).

Estágio III: Assim que a degradação avança, bactérias metanogênicas estritamente anaeróbias consomem a matéria orgânica formada na fase anterior, convertendo os ácidos voláteis em metano e dióxido de carbono. Com isso, o pH se torna neutro ou levemente básico, resultando em um lixiviado menos agressivo, com DBO relativamente menor a medida que a matéria orgânica é consumida.

Bidone e Povinelli (1999), Tchobanoglous e O'leary (2002) apresentam o processo de decomposição dos resíduos dividido em cinco estágios (Figura 1). Os autores acrescentam um estágio de transição entre o primeiro e o segundo estágio. Também assumem um último estágio, de maturação final, quando toda matéria orgânica biodegradável prontamente disponível foi consumida. Durante esta fase os gases gerados decrescem com o tempo.

Castilhos Junior *et al.* (2003) salientam que, embora a divisão do processo de digestão anaeróbia em fases facilite o entendimento dos fenômenos de estabilização biológica dos resíduos sólidos urbanos e seus impactos sobre a composição dos lixiviados e emissões gasosas, na prática, durante a vida de um aterro, essas fases não são bem definidas. Isto ocorre devido ao constante aterramento de novos resíduos, causando grande variabilidade na idade do material disposto, resultando na ocorrência de todas as fases de degradação simultaneamente em um único aterro.



Fonte: Tchobanoglous e O'leary (2002). Fase I: Ajuste inicial; Fase II: Transição; Fase III: Ácida; Fase IV: Metanogênica; Fase V: Maturação.
 Figura 1 Fases de degradação dos resíduos em aterros sanitários.

Algumas preocupações relacionadas com a disposição de resíduos sólidos em aterro são descritas por Tchobanoglous e O'leary

(2002), como: (a) a emissão de gases de aterro, que poderá migrar para fora do local e causar odor e outras condições potencialmente perigosas; (b) o alto impacto sobre o efeito estufa na atmosfera, resultante da emissão de gases de aterro; (c) a liberação descontrolada de lixiviados que poderá migrar para as águas subterrâneas subjacentes ou a fluxos de água superficiais; (d) a possibilidade de se tornar um local de criação e alojamento de vetores transmissores de doenças em virtude do inadequado gerenciamento do aterro; (e) e os impactos à saúde e ao meio ambiente associados à liberação de gases traço decorrente da disposição de materiais perigosos em aterros sanitários.

A seguir são apresentadas algumas características específicas dos gases e lixiviados gerados em aterros sanitários.

3.1.2 Gás de Aterro Sanitário

O gás gerado nos aterros sanitários é composto principalmente por metano e dióxido de carbono e outros gases em pequenas concentrações. Uma concentração típica encontrada nos gases de aterro é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 Composição típica do gás de aterro

Composição do biogás	Composição (%)
Metano (CH ₄)	45 – 75
Dióxido carbono (CO ₂)	25 - 50
Hidrogênio (H ₂)	1 - 3
Nitrogênio (N ₂)	0 - 10
Oxigênio (O ₂)	0 – 4
Sulfeto Hidrogênio (H ₂ S)	0,1 – 0,5
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃)	0,1 – 0,5
Monóxido Carbono (CO)	0 – 0,1

Fonte: adaptado de Andreoli *et al.* (2003).

O gás de aterro pode conter 350 gases traços que chegam a representar até 1% do volume total do gás. A maioria destes constituintes é formada por compostos orgânicos. Porém pode-se encontrar constituintes inorgânicos, como compostos metálicos voláteis: cádmio, mercúrio, zinco e chumbo (UNITED KINGDON

ENVIRONMENTAL AGENCY, 2002). Segundo Parker *et al* (2003), uma pesquisa realizada pela Agência Ambiental do Reino Unido identificou mais de 500 gases traços considerados potencialmente perigosos a saúde humana. Entre as substâncias identificadas, os compostos orgânicos foram os que apresentaram a maior variedade de traços presentes, mas alguns organometálicos também foram encontrados em quantidades significantes, além de diversos compostos inorgânicos, nomeadamente o sulfeto de hidrogênio e água. Alguns destes gases traços podem ser prejudiciais à saúde humana.

Na Tabela 2 são elencados alguns dos constituintes tóxicos reportados pela *United Kingdom Environmental Agency* (2002) em gases de vários aterros no Reino Unido.

Tabela 2 Constituintes tóxicos encontrados em gás de aterro sanitário

Nome do Composto	Concentração detectada (ppm)	Grau de toxicidade
Tolueno	758	Baixo
Hexano	25	Baixo
Xileno	664	Baixo
Benzeno	52,2	Médio
Cloreto Vinílico	48,1	Médio
Metil furano	40,0	Médio
Tetracloroeto de carbono	68,3	Alto
Sulfeto de hidrogênio	700	Alto

Fonte: United Kingdom Environmental Agency (2002)

Além do potencial de toxicidade, o gás de aterro é considerado um Gás de Efeito Estufa (GEE), sobretudo devido ao Potencial de Aquecimento Global (PAG) do metano, principal constituinte do gás de aterro. Segundo Tchobanoglous e O'leary (2002) estima-se que em aterros sanitários são emitidos para a atmosfera cerca de 2,323 toneladas de CO₂ equivalente por tonelada de resíduo aterrado. Segundo IPCC (1996), os aterros são responsáveis por cerca de 5 a 20% do total global anual das emissões de metano liberado para a atmosfera por fontes antropogênicas.

No Brasil, o Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa, elaborado pela CETESB (2006), identificou as duas maiores fontes de produção de metano, sendo estas os aterros sanitários e os tratamentos anaeróbios de esgoto e águas residuárias. As emissões totais de metano, em tonelada equivalente de CO₂, provenientes do tratamento de resíduos totalizaram 737.000 em 1990 e 803.000 em 1994 e destes a maior parcela foi atribuída às emissões provenientes dos aterros, cerca de 618.000 em 1990, aumentando para 677.000 em 1994.

Segundo Jucá (2002) no Brasil o tratamento de gases em aterros sanitários é praticamente todo feito através da queima de metano e liberação do dióxido de carbono. Em geral o sistema de gases é individual com queima de gás de forma não controlada. O autor ainda alerta que este tipo de queima não é aconselhado, uma vez que a queima não é completa, como acontece em queimadores do tipo fechado. A combustão incompleta e a baixas temperaturas, além de não garantir a transformação do metano em dióxido de carbono, pode resultar na liberação de compostos tóxicos.

Portanto, o gás metano gerado em aterros sanitários, quando não devidamente controlado, seja por meio de sistemas de coleta e aproveitamento, seja pela combustão controlada, contribui para o agravamento do efeito estufa, desse modo, afetando não somente a integridade da região onde é gerado, mas também o meio ambiente como um todo. No próximo item serão abordadas as principais características dos lixiviados de aterros sanitários, suas implicações em termos de potencial poluente e os sistemas mais empregados no tratamento destes líquidos poluentes.

3.1.3 Lixiviado de Aterro Sanitário

Na maioria dos aterros sanitários, o lixiviado é constituído basicamente pelo líquido que entra na massa aterrada de resíduos, advindo de fontes externas, tais como sistemas de drenagem superficial, chuva, lençol freático, nascentes e aqueles resultantes da decomposição dos resíduos. Quando a água percola através da massa de resíduos aterrada, em processo de decomposição, materiais biológicos e componentes químicos são carregados para a solução. Os poluentes mais comuns encontrados no lixiviado podem ser divididos em quatro grandes grupos. Kjeldsen *et al.* (2002) descreve estes grupos em quatro categorias: (a) matéria orgânica dissolvida, quantificada como DQO ou COT, ácidos orgânicos voláteis e compostos refratários como ácidos

húmicos e fúlvicos; (b) componentes inorgânicos tais como o Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , Fe^+ , Mn^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NH_3 entre outros mais; (c) metais pesados, tais como o Cd^{++} , Cr^{+++} , Cu^{++} , Pb^{++} , Ni^{++} , Hg^{++} , e Zn^{++} , entre outros; e (d) compostos orgânicos xenobióticos.

Estes últimos compostos estão presentes em concentrações relativamente baixas; dentre os principais destacam-se hidrocarbonetos aromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos), fenóis, compostos alifáticos clorados (tricloroetileno, tetracloroetileno), aromáticos clorados e pesticidas. Além dos grupos de poluentes citados, outros compostos como, por exemplo: B, As, Se, Ba, Li, Hg e Co, podem ser encontrados em lixiviados de aterros sanitários. Em geral, estes compostos são encontrados em baixas concentrações e são de importância secundária. (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

A variação na qualidade dos lixiviados produzidos é geralmente atribuída a uma complexa interação de fatores como a composição e a profundidade dos resíduos dispostos, a idade do aterro, a sequência de disposição, umidade e temperatura (PALMISANO e BARLAZ, 1996). Qasim e Chiang (1994) acrescentam ainda os aspectos construtivos e operacionais do aterro, além da interação do lixiviado com o ambiente. Apesar das características dos lixiviados variarem significativamente nos aterros sanitários e ao longo da vida útil deste, uma composição típica pode ser estimada em função dos mecanismos de degradação que ocorrem no interior de um aterro sanitário.

Segundo Stegmann *et al.* (2005) podem ser identificadas duas fases diferentes em aterros sanitários durante a decomposição anaeróbia dos resíduos. Primeiro a fase ácida que provoca uma redução do pH no lixiviado, porém altas concentrações de ácidos orgânicos e íons inorgânicos (por exemplo, Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+), seguida pela fase metanogênica onde as concentrações de metais pesados são comparativamente baixas. Os lixiviados da fase ácida são caracterizados por valores altos de DBO_5 (comumente $> 10.000 \text{ mg.L}^{-1}$), relações altas de DBO_5/DQO (comumente $> 0,7$) e pH ácido (tipicamente 5 - 6). A fase metanogênica estável da degradação anaeróbia é caracterizada por um pH variando entre 6 a 8. Nesta fase, a composição do lixiviado é caracterizada por valores baixos de DBO e baixas relações de DBO_5/DQO (geralmente $< 0,3$). O nitrogênio na forma amoniacal mantém-se em um nível relativamente alto.

Mahler *et al.* (2005) analisando as características de lixiviados de seis aterros sanitários localizados em diferentes regiões do Brasil², constatou que devido ao alto conteúdo de material orgânico ($\approx 60\%$) presente nos resíduos sólidos brasileiros, os lixiviados em geral contêm altas concentrações de nitrogênio amoniacal. Os aterros estudados encontravam-se na fase metanogênica instável, em processo de decaimento com baixa biodegradabilidade do lixiviado, devido à presença de substâncias de difícil degradação biológica. Segundo os autores *op. cit.* os lixiviados analisados apresentaram baixo potencial para contaminação por metais e uma alta probabilidade de contaminação orgânica. Algumas destas substâncias têm valores mais altos que os recomendados pela legislação brasileira para lançamento de efluentes e oferecem riscos de contaminação aos recursos naturais.

Na Tabela 3 são apresentadas as características típicas dos lixiviados de aterros brasileiros estudados por Mahler *et al.* (2005) em comparação com os estudos relatados por Christensen *et al.* (2001) e Oman e Junestedt (2008).

Tabela 3 Características típicas de lixiviados de aterros sanitários

Características	Unidade	Christensen <i>et al.</i> (2001) ^a	Oman e Junestedt (2008) ^b	Mahler <i>et al.</i> (2005) ^c
<i>Físicas e Químicas</i>				
pH		4,5 – 9,0	6,4 – 8,5	7,1 – 8,3
Condutividade	mS/m	250 – 3.500	230 – 2.730	-
Temperatura	°C	-	2 - 25	-
Sólidos Totais (ST)	mg.L ⁻¹	2.000 – 60.000	-	-
Sólidos Suspensos (SS)	mg.L ⁻¹	-	8,7 – 2.100	-
Perda Ignição (PI)	mg.L ⁻¹	-	0 - 300	-
PI / SS	%	-	9,1 - 86	-
<i>Matéria Orgânica</i>				
DBO *	mg.L ⁻¹	20 – 57.000	4 - 110	150 – 4.000

² Aterro Metropolitano de Gramacho, CTRS Belo Horizonte, Aterro Controlado de Bauru, Aterro Gruta do Diabo, Aterro Sanitário de Caucaia e Sauípe.

Características	Unidade	Christensen <i>et al.</i> (2001) ^a	Oman e Junestedt (2008) ^b	Mahler <i>et al.</i> (2005) ^c
DQO	mg.L ⁻¹	140 -152.000	250 – 1.300	442 – 11.500
DBO/DQO		0,02 – 0,80	0- 0,14	0,04 – 0,47
COT	mg.L ⁻¹	30 – 29.000	49 - 490	-
COD	mg.L ⁻¹	-	49 - 460	-
<i>Macrocomponentes</i>				
<i>Inorgânicos</i>				
Cloreto	mg.L ⁻¹	150 – 4.500	360 – 4.900	-
Fluoreto	mg.L ⁻¹	-	0,34 - 12	-
Sulfato	mg.L ⁻¹	8 – 7.750	22 - 650	-
Bicarbonato	mg.L ⁻¹	610 – 7.320	300 – 5.100	-
Fosfato	mg.L ⁻¹	-	0,035 – 3,5	-
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	0,1 - 23	0,13 - 4	-
Sódio	mg.L ⁻¹	70 – 7.700	-	-
Potássio	mg.L ⁻¹	50 – 3.700	-	-
Cálcio	mg.L ⁻¹	10 – 7.200	-	-
Magnésio	mg.L ⁻¹	30 – 15.000	-	-
Ferro	mg.L ⁻¹	3 – 5.500	-	5,5 – 27,6
Manganês	mg.L ⁻¹	0,03 – 1.400	-	0,2 – 1,51
Sílica	mg.L ⁻¹	4 - 70	-	-
<i>Compostos</i>				
<i>Nitrogenados</i>				
N-Total	mg.L ⁻¹	-	54 - 865	-
N-Kjeldahl	mg.L ⁻¹	-	42 - 860	353 – 1.990
N-Amoniacal	mg.L ⁻¹	50 – 2.200	4,2 - 870	684 – 1.660
N-Orgânico	mg.L ⁻¹	14 – 2.500	-	-
N- Nitrito e Nitrato	mg.L ⁻¹		0 - 35	-
N-Amoniacal/N-Total		-	0,68 – 107	-
<i>Elementos Traços</i>				
<i>Inorgânicos</i>				

Características	Unidade	Christensen <i>et al.</i> (2001) ^a	Oman e Junestedt (2008) ^b	Mahler <i>et al.</i> (2005) ^c
Arsênio	mg.L ⁻¹	0,01 -1	-	-
Cádmio	mg.L ⁻¹	0,0001 – 0,4	-	0.002 – 0,13
Cromo	mg.L ⁻¹	0,02 – 1,5	-	0,15 – 1,51
Cobalto	mg.L ⁻¹	0,005 – 1,5	-	-
Cobre	mg.L ⁻¹	0,005 – 10	-	0,01 – 0,36
Chumbo	mg.L ⁻¹	0,001 – 5	-	0,10 – 0,70
Mercúrio	mg.L ⁻¹	0,00005 – 0,16	-	-
Níquel	mg.L ⁻¹	0,015 – 13	-	0,06 – 1,81
Zinco	mg.L ⁻¹	0,03 -1.000	-	0,11 – 1,25

* DBO₅ em Christensen *et al.* (2001) e Mahler *et al.* (2005) e DBO₇ em Oman e Junestedt (2008). Fonte: elaboração própria com base nos resultados obtidos por: (a) Christensen *et al.* (2001) e (b) Oman e Junestedt (2008) baseado em 12 estudos independentes e (c) Mahler *et al.* (2005).

A análise da composição indica que os lixiviados de aterros brasileiros apresentam valores de DBO₅, DQO, nitrogênio Kjeldahl e amoniacal, bem superiores aos estudos realizados por Oman e Junestedt (2008) em 12 aterros municipais na Suécia. Já os valores reportados por Christensen *et al.* (2001) indicam uma grande variabilidade de composição, na qual os lixiviados brasileiros estão inseridos.

Robinson (2005) analisou as características de lixiviados gerados em vários aterros de grande porte, localizados em diversos países (Hong Kong, Reino Unido, África do Sul, Ilhas Maurício, Nova Zelândia, Coreia, Malásia, Indonésia, Tailândia, Itália e Canadá) e concluiu que há grandes semelhanças entre lixiviados de aterros grandes, independente do país onde estão sendo operados. Em particular, lixiviados gerados na fase metanogênica, são semelhantes em composição, independente do país, do hemisfério, do clima e da situação econômica do país.

O autor constatou também que embora os lixiviados gerados na fase acetogênica tivessem características semelhantes, independente da localização do aterro, o período de transição da fase acetogênica para a metanogênica, é quase sempre encerrado dentro de 6 a 18 meses em aterros localizados em climas tropicais, período este que pode demorar até 3 anos em aterros localizados em climas mais frios, como por exemplo, no Reino Unido.

Os lixiviados dos aterros estudados, que se encontravam na fase metanogênica foram caracterizados por concentrações muito altas de nitrogênio amoniacal, quase sempre acima de 1.000 mg.L^{-1} , frequentemente até 2.000 ou 3.000 mg.L^{-1} , e às vezes acima destes. Valores de DQO variaram entre 2.000 - 8.000 mg.L^{-1} , embora os valores de DBO_5 medidos ficaram geralmente abaixo de 1.000 mg.L^{-1} . As concentrações de metais traços ficaram abaixo dos níveis reportados em esgoto doméstico, embora ocasionalmente os níveis de cromo ultrapassassem a $1.000 \mu\text{g.L}^{-1}$ em algumas amostras (ROBINSON, 2005).

Oman e Junestedt (2008), além dos compostos orgânicos e inorgânicos apresentados na Tabela 3, identificaram mais de 90 compostos orgânicos e organometálicos e cerca de 50 elementos inorgânicos. Os compostos identificados incluem alifáticos halogenados, benzenos e alquilbenzenos, fenóis e alquilfenóis, policíclicos aromáticos, ésteres ftálicos, benzenos clorados, fenóis clorados, bifenilas policloradas (PCBs), dioxinas cloradas e furanos clorados, retardadores de chama bromados, pesticidas, orgânoestânicos, metil mercúrio e metais pesados. E alertam para o fato de que alguns compostos mesmo em baixas concentrações podem constituir-se em ameaça para o meio ambiente.

Tendo em vista a presença de um grande número de compostos poluentes, e por vezes perigosos, relatados pelos estudos *op. cit.*, faz-se necessário, uma reavaliação dos riscos associados à disposição de resíduos em aterros sanitários, bem como, coloca em discussão a eficiência dos atuais sistemas de tratamento de lixiviado. Na seqüência serão abordados os principais tipos de tratamento atualmente utilizados nos aterros sanitários e suas limitações frente à complexidade da composição dos lixiviados e aos padrões cada vez mais restritivos de lançamento de efluentes em corpos receptores.

3.1.4 Processos de tratamento de lixiviado

Em face do grande número de poluentes presentes nos lixiviado de aterro sanitário, é necessário um rigoroso controle em sistemas de coleta e tratamento destes líquidos. Além disso, segundo Stegmann *et al.* (2005), devido aos crescentes padrões de qualidade de lançamento de efluentes, os esforços para tratamento de lixiviado também aumentaram, de forma que os tratamentos precisam levar em conta a complexidade deste efluente e seu relativo pequeno fluxo, o que o torna diferente dos esgotos sanitários e outros tipos de águas residuárias.

Qasim e Chiang, (1994) destacam que o projeto de uma estação para tratamento de lixiviados não é tarefa simples, uma vez que os efluentes líquidos dos aterros não apresentam um padrão de composição como outros efluentes específicos. Para Giraldo (2001) o tratamento dos lixiviados de aterros sanitários constitui-se em um dos problemas mais desafiantes da engenharia de tratamento de águas residuárias.

Para a escolha do tratamento adequado ao lixiviado, além do grau de eficiência desejado, alguns fatores devem ser observados conforme D'Almeida e Vilhena (2000): (a) as características do lixiviado; (b) a presença de substâncias perigosas como os compostos tóxicos e metais pesados; (c) alternativas de disposição do efluente tratado de acordo com a legislação vigente; (d) tecnologias disponíveis e (e) custos para implantação e operação. É interessante ressaltar ainda as mudanças nas características dos lixiviados com o passar do estágio de decomposição. Giust *et al.* (2007) acrescenta ainda que a escolha da tecnologia mais adequada, precisa levar em conta os seguintes fatores: (a) a qualidade e características analíticas dos lixiviados; (b) a qualidade esperada do efluente tratado; (c) a quantidade a ser tratada e; (d) a disponibilidade de fontes de energia.

Em geral, os tratamentos convencionais dos lixiviados requerem uma série de operações para remover os vários poluentes presentes. Conforme Marks, *et al.* (1994), um típico tratamento inclui processos biológicos aeróbios ou anaeróbios para estabilizar os compostos biodegradáveis e amônia; oxidação química ou adsorção para remover os compostos orgânicos não biodegradáveis; e a precipitação química para remover os metais traços.

Segundo Renou *et al.* (2008) os tratamentos convencionais de lixiviado de aterro podem ser classificados em três grandes grupos: (a) transferência de lixiviado: recirculação e tratamento combinado com esgoto doméstico; (b) biodegradação: processos aeróbios e anaeróbios; e (c) métodos físicos e químicos: oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação e floculação, sedimentação/flotação e remoção de nitrogênio (*air stripping*). A recirculação de lixiviados no próprio aterro sanitário pode ser uma alternativa interessante de tratamento quando a legislação local permite. Durante as primeiras etapas do funcionamento do aterro sanitário, os lixiviados conterão quantidades expressivas de sólidos dissolvidos, DBO, DQO, nutrientes e metais pesados.

Quando os lixiviados são recirculados no próprio aterro, ocorre a atenuação e diluição dos compostos produzidos pela atividade biológica, e por outras reações físicas e químicas que ocorrem dentro do aterro

sanitário. Por exemplo, os ácidos orgânicos simples presentes nos lixiviados se converterão em gás metano e dióxido de carbono, além disso, com o aumento do valor do pH dentro do aterro sanitário, os metais se precipitarão e serão retidos (PINEDA e IGNACIO, 1998). Alguns cuidados devem ser observados quando se adota a recirculação de lixiviados, pois esta atividade pode resultar na instabilidade do maciço composto pelos resíduos e pelo solo. Esta instabilidade, na prática, decorre da ineficiência dos sistemas de drenagem dos líquidos e dos gases gerados no aterro (HAMADA *et al.* 2004). Essa ineficiência, de acordo com os autores, pode ser do projeto ou pode ocorrer ao longo do tempo, por meio das alterações físicas, químicas e bioquímicas, que ocorrem no interior do aterro sanitário. Nos países localizados em regiões tropicais, a recirculação diminui significativamente o volume do lixiviado em função da evaporação, que é favorecida pelas condições ambientais como a temperatura ambiente, velocidade dos ventos, radiação solar, entre outros.

Tratamentos biológicos para lixiviados têm sido utilizados há décadas. Em relação a esse tipo de tratamento, é necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes. Pois a eficácia do tratamento está diretamente relacionada ao desenvolvimento biótico, que por sua vez necessita de condições ambientais favoráveis. A ausência deste pode levar a perda da biomassa formada e conseqüentemente ao não funcionamento do sistema (MORAVIA *et al.*, 2007). O tratamento biológico é normalmente classificado em dois grandes grupos: (a) processos aeróbios e (b) anaeróbios. Dentre o primeiro grupo, as lagoas aeradas, os lodos ativados e os reatores em batelada dispostos em sequência têm sido largamente estudados e empregados (RENOU *et al.*, 2008). No segundo grupo, por outro lado, os digestores, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) e as lagoas anaeróbias são os processos mais usuais (CHRISTENSEN *et al.* 1989; RENOU *et al.*, 2008).

No processo aeróbio, a matéria orgânica é decomposta em dióxido de carbono e água; sendo que o oxigênio é essencial para a decomposição da matéria orgânica. A digestão anaeróbica por sua vez, conserva a energia e produz poucos resíduos; todavia, a taxa com que as reações ocorrem é baixa. Neste último processo, o gás metano e dióxido de carbono são os principais produtos finais explicam Qasim e Chiang (1994).

O processo biológico tem mostrado ser bastante efetivo para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados jovens quando a relação DBO/DQO apresenta um valor alto ($> 0,5$). Com o tempo, ocorre a estabilização do aterro sanitário e uma diminuição dos compostos orgânicos biodegradáveis presentes no lixiviado. A maior presença de compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) tende a limitar a eficiência do processo como um todo (RENOU *et al.*, 2008). Assim, outras formas de tratamento devem ser empregadas para complementar o tratamento biológico, tais como técnicas físicas e químicas. O tratamento físico-químico é particularmente mais indicado para tratar lixiviados de aterros sanitários antigos que contenham baixas concentrações de matéria orgânica, ou como um polimento para um lixiviado previamente tratado por processos biológicos (QASIM e CHIANG, 1994). O tratamento de lixiviados por processo físico-químico apresenta a vantagem de não requerer longo período para entrar em funcionamento, simplicidade dos equipamentos e materiais, fácil automatização e pouca sensibilidade às constantes mudanças de temperatura (PINEDA e IGNACIO, 1998).

O monitoramento das características físicas e químicas de lixiviados antigos submetidos a uma sequência de tratamento foi conduzida por Silva *et al.* (2004), em escala piloto. Os autores utilizaram os seguintes processos para tratamento do lixiviado: coagulação-floculação, ozonização, membranas filtrantes e *air stripping*. Os resultados da pesquisa demonstraram que o tratamento do lixiviado bruto por coagulação-floculação foi efetivo para a remoção da cor em geral (70%). Todavia, a remoção da matéria orgânica, em termos de DQO, teve eficiência em torno de 23-27%. Após a coagulação-floculação o lixiviado passou pelo processo de ozonização, não obtendo bons resultados para a remoção de DQO quando utilizado doses padrões de ozônio. A ultrafiltração por membranas após a coagulação-floculação também foi testada. Esta etapa apresentou bons resultados, contribuindo com 47% da remoção de DQO e 64% de cor. Por último foi empregado a tecnologia de *air stripping*, a qual teve uma eficiência de remoção de amônia em torno de 82%, considerando um período de 24 horas de ensaio.

Giust *et al.* (2007) descrevem um processo de tratamento em escala real por osmose reversa para lixiviados gerados em um aterro sanitário antigo localizado em Paris. O lixiviado foi primeiramente ajustado a condições especiais antes de passar pelos módulos de membranas, a fim de preservar o sistema. Para isso, o lixiviado passou por um leito filtrante, teve seu pH ajustado e foi tratado quimicamente

para evitar a colmatção nas membranas. Para o lixiviado estudado, uma média de 90% do volume foi permeável em membrana de osmose reversa. A qualidade do permeável foi superior aos padrões de qualidade locais, com a remoção superior a 90% para DQO, 99,5% para nitrogênio amoniacal, 99,8% para cloretos e 99% para condutividade. Segundo Peters (1998) o uso de osmose reversa como o processo principal de tratamento, têm se mostrado eficiente para no tratamento de lixiviado tanto para contaminantes orgânicos, quanto inorgânicos dissolvidos, entretanto o autor alerta para o fato de que o custo construtivo e operacional é muito alto para que seja possível utilizar a osmose reversa como um único tratamento para lixiviados de aterros sanitários.

Após um amplo estudo dos métodos convencionais de tratamento biológicos, físico e químicos clássicos mais empregados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, Renou *et al.* (2008) concluiu que, se o lixiviado for jovem é possível obter uma razoável eficiência de remoção de DQO, amônia e metais traço por meio de sistemas de tratamento biológico. Porém, quando o lixiviado já estiver estabilizado (ou seja, menos biodegradável) os processos físico-químicos de tratamento podem ser adequadamente empregados para refinar a qualidade do lixiviado tratado biologicamente, além de remover as substâncias orgânicas refratárias. Processos físicos, químicos e biológicos integrados complementam as limitações individuais de cada sistema e aumentam a eficiência global do tratamento.

Entretanto, para Renou *et al.* (2008) atualmente os processos físicos, químicos e biológicos não se mostram mais suficientes para atingir os níveis de purificação necessários para eliminar o impacto dos lixiviados de aterros no meio ambiente. Nascimento Filho *et al.* (2001) também destaca que a eficiência dos métodos convencionais de tratamento de lixiviado merece maior estudo, especialmente devido a presença de compostos de difícil degradação microbiológica ou resistente aos métodos clássicos de degradação de matéria orgânica por oxidação.

Devido à complexidade das características dos lixiviados, Rehman (2003) afirma que não há atualmente uma tecnologia (convencional ou não) capaz de remover todos os poluentes de um lixiviado em um estágio apenas. Apesar disso, o autor recomenda a tecnologia de evaporação como uma alternativa que oferece a vantagem de tratar o lixiviado com o emprego de poucas unidades de operação. Dentre os processos físico-químicos, a evaporação de lixiviados ainda é pouco estudada, no entanto Eisner *et al.* (1996), afirmam que essa

técnica pode ser bastante eficaz quando comparado com outros tipos de tratamento convencionais.

Frente às limitações dos tratamentos convencionais e ao crescente rigor na legislação ambiental, torna-se imprescindível que novas alternativas de tratamento para lixiviados sejam pesquisadas. Portanto, esse trabalho contribui para a divulgação de conhecimento científico a respeito dos sistemas de evaporação de lixiviado. Para tanto, será apresentado no próximo capítulo uma abordagem sobre os princípios do tratamento por evaporação, as vantagens e desvantagens desta tecnologia, bem como o estado da arte da tecnologia de evaporação aplicada ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

3.2 EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO

A evaporação, como alternativa de tratamento para lixiviado de aterro sanitário, apresenta como principal vantagem a redução de volume do resíduo líquido. De acordo com Gomes *et al.*, (2009), a evaporação de lixiviado apresenta-se como uma tecnologia limpa, de baixo custo de implantação, operação, e de fácil manutenção, adequando-se principalmente a aterros de pequeno e médio porte, e possibilitando ainda, a obtenção de créditos de carbono. O processo de evaporação pode ocorrer de forma natural ou forçada.

A evaporação natural depende fundamentalmente da energia proveniente da radiação solar, que ao elevar a temperatura do ar intensifica o processo de evaporação. Os ventos, por sua vez, são responsáveis pela renovação do ar acima da superfície evaporante, deslocando a massa de ar saturado de modo a permitir a continuidade do processo evaporativo (TUCCI, 1993). Um dos métodos tradicionais de evaporação natural de águas residuárias consiste em lagoas de evaporação, as quais dependem da combinação do aquecimento solar e do vento para evaporar o resíduo líquido. Esse método requer grande área física, é lento e está sujeito às condições climáticas, além de apresentar problemas de odores (FINK e HART, 2002).

Em lagoas de evaporação o fenômeno ocorre na superfície de interface líquido-ar, portanto, a área de contato é um fator limitante na taxa de evaporação de um líquido, principalmente quando se considera a lâmina d'água de uma lagoa qualquer. Portanto, uma forma de acelerar o processo de evaporação é por aumentar a superfície de contato entre a fase líquida e o ar. Para tanto, pode-se utilizar estruturas de contato, isto é, materiais com elevada área superficial. Estas superfícies podem ter estrutura alveolar, similar às colméias de abelhas, apresentando uma elevada área específica em volumes relativamente baixos (RANZI, 2009).

A evaporação forçada caracteriza-se pelo uso de energia para elevar a temperatura do líquido até o seu ponto de ebulição. A evaporação forçada consegue aumentar o rendimento do processo a partir de uma maior demanda energética. Este método pode ser implantado no próprio aterro sanitário utilizando o biogás gerado como fonte de energia. Existem processos que utilizam de maneira direta a energia gerada pela queima do biogás (YUE *et al.*, 2007), entretanto, outros processos foram desenvolvidos para aproveitar o calor residual de geradores e/ou turbinas movidas a biogás (GIUST *et al.*, 2007). O aproveitamento do biogás como fonte de energia térmica para

evaporação dos lixiviados contribui para a solução dos dois principais problemas que se tem em aterros sanitários: as emissões de gases e geração de lixiviados (GIRALDO, 2001).

Neste capítulo, apresentar-se-á uma revisão do processo de evaporação como método de tratamento/concentração de lixiviado, as principais pesquisas desenvolvidas ao longo das últimas décadas, bem como o *status* atual da tecnologia de evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado. Antes, porém, uma breve descrição dos fatores que afetam o processo de evaporação e os tipos de evaporadores disponíveis será apresentada.

3.2.1 Processo de evaporação

Embora os termos ebulição e evaporação sejam frequentemente usados para indicar a mudança da fase líquida para a fase de vapor, eles diferem em alguns aspectos. O termo *evaporação* refere-se à transferência de fase em uma interface líquido-vapor quando a pressão de vapor é menor que a pressão de saturação de um líquido a uma determinada temperatura. Por outro lado, o termo *ebulição* refere-se à transferência de fase em uma interface sólido-líquido quando um líquido é colocado em contato com uma superfície a uma temperatura suficientemente acima da temperatura de saturação do líquido. O processo de ebulição é caracterizado por uma rápida movimentação de bolhas de vapor formada na interface sólido-líquido (ÇENGEL e BOLES, 2008).

Em engenharia de processos o termo evaporação refere-se à operação unitária na qual se obtêm um aumento de concentração de uma solução em um líquido, denominado solvente. Neste processo, o soluto compreendido pelos sólidos dissolvidos não se volatilizam na temperatura de operação, isto é, a temperatura de ebulição do solvente na pressão de operação. Esta separação se realiza por meio de adição de calor na solução, a fim de elevá-la até a temperatura de ebulição, de modo que o solvente se volatilize e os solutos permaneçam na solução, aumentando assim a concentração dos mesmos (FRANCO, 2008).

Segundo Foust *et al.* (1982) em um evaporador a transferência de calor ocorre usualmente, através de uma superfície sólida, mas pode ser uma transferência direta entre gases de combustão e a solução evaporante. A forma de transferência de energia depende em grande parte da disposição física dos equipamentos a serem utilizados, e para isso existem diversos tipos de evaporadores. Além da forma de transferência de energia, outros fatores podem afetar o processo de

evaporação. Entre os fatores mais importantes estão os fatores físico-químicos do líquido e alguns fatores de processo que são descritos por Franco (2008):

Concentração: fator físico-químico muito importante no processo de evaporação, porque determina os elementos fundamentais da transferência de calor: a capacidade calorífica da solução e a elevação do ponto de ebulição da solução;

Elevação do ponto de ebulição: quando se dissolve um soluto não volátil, em um solvente, a pressão de vapor do solvente decresce e o ponto de ebulição aumenta, pois se requer mais energia para que a solução alcance uma pressão de vapor igual à pressão do sistema.

Solubilidade: todo sólido possui uma solubilidade máxima em água, e existe uma região denominada região de saturação, acima da qual a precipitação ou cristalização é quase inevitável.

Pressão e temperatura: a pressão de operação determinará o ponto de ebulição do sistema, ou seja, a temperatura de ebulição. De acordo com o modelo experimental de Classius e Clappeyron, se a pressão do sistema for reduzida, a temperatura de ebulição também diminuirá em acordo com um modelo exponencial negativo.

Sensibilidade térmica: determina a temperatura máxima de operação, e de acordo com a regra de fases, terão dois graus de liberdade, de modo que ao se fixar a temperatura e a concentração, se tem definido a pressão de operação.

Formação de espumas: em alguns casos ocorre a formação de espuma durante a ebulição. Esta, devido sua baixa densidade é arrastada junto com o vapor que está sendo produzido.

Capacidade calorífica: é a quantidade de energia em joules (J) que se requer para aumentar um grau centígrado por unidade de massa. A capacidade calorífica da água a 298,15 K (25°C) é de 4.184 J/kg.K, isto quer dizer que para elevar a temperatura de um quilograma de água de 298,15 para 299,15 K é necessário uma energia de 4.184 Joules.

Pressão de vapor: é uma medida da tendência de evaporação de um líquido. Quanto maior a pressão de vapor, mais volátil será o líquido. É uma propriedade física e depende intimamente do valor da temperatura. Uma substância líquida entra em ebulição quando a pressão do sistema ao qual faz parte atinge a pressão de vapor dessa substância.

A evaporação é um processo endotérmico, ou seja, para que ocorra a mudança de fase do líquido para o vapor é necessário retirar energia do meio. A quantidade de energia absorvida durante a mudança de fase (evaporação) é denominada calor latente de vaporização ou entalpia de vaporização. A entalpia de vaporização é a quantidade de

energia necessária para evaporar uma unidade de massa de um líquido saturado a uma determinada temperatura ou pressão (ÇENGEL e BOLES, 2008).

3.2.2 Classificação dos evaporadores

Há vários tipos de evaporadores que podem ser usados para realizar a evaporação. Segundo Giust *et al.* (2007) eles podem diferir em função da fonte de energia, tipo de circulação, e tipo de tecnologia. Quanto à energia para o processo de evaporação podem ser usados entre outras fontes: (a) energia elétrica; (b) vapor; e (c) água quente. Quanto ao tipo de circulação, pode ocorrer por: (a) circulação natural, na qual o líquido flui naturalmente para o interior de um trocador de calor em baixa velocidade, ou (b) circulação forçada, onde o líquido é conduzido para o interior de um trocador de calor por meio de bombeamento a uma determinada taxa que proporciona a vantagem de um fator de concentração mais elevado (GIUST *et al.*, 2007).

Quanto ao tipo de tecnologia há inúmeras variações de sistemas de evaporação, os quais diferem basicamente no método usado para transferir o calor e na forma como o vapor de exaustão é tratado. Giust *et al.* (2007) destaca algumas destas tecnologias:

Recompressão mecânica de vapor: termodinamicamente, esta é a técnica mais eficiente para evaporar água. Neste processo, o vapor é conduzido e comprimido mecanicamente, dessa forma o vapor em alta pressão é utilizado como meio de aquecimento para realizar a evaporação da própria água residuária.

Evaporador de um efeito ou múltiplos efeitos: são evaporadores que usam água quente/vapor para aquecimento e fluxo de água fria para a condensação. No caso de evaporadores de múltiplos efeitos, o vapor produzido pela evaporação de um efeito é usado para fornecer o calor para evaporar o produto em um segundo efeito que é mantido a uma pressão mais baixa. O sistema de multi-efeitos, reduz o consumo de energia, mas aumenta a complexidade da instalação;

Termocompressão: quando o vapor está disponível a certas pressões, em geral, será possível usar a termo recompressão de vapor. Nesta operação, uma parte do vapor evaporado do produto é recomprimido por um Venturi a Jato de vapor e retorna para o compartimento de vapor do evaporador;

Bomba de calor: em um evaporador com bomba de calor, a energia necessária para aquecimento e condensação é transferida por um circuito fechado contendo um gás refrigerante, normalmente Freon. Este gás é

aquecido por um compressor e bombeado para o trocador de calor primário onde o calor é transferido para a água residuária. A água residual é continuamente recirculada na câmara de ebulição pelo trocador de calor. No circuito de bomba de calor, o fluxo de gás Freon se expande e então, se resfria passando pelos tubos de um condensador na parte superior da câmara de ebulição. O calor é absorvido a partir do vapor da água residuária causando a condensação do mesmo sobre os tubos do condensador. Esta condensação é recolhida e flui para o tanque de destilado, tal como água limpa. O gás, por sua vez, retorna para o compressor.

Hewitt *et al.* (1993) *apud* Rehman (2003) dividiu os evaporadores em quatro categorias distintas: (a) Evaporadores tipo Filme; (b) Evaporadores de Ebulição; (c) Evaporadores *Flash*; (d) Evaporadores de Contato Direto.

a) Evaporadores tipo Filme – são projetados para vaporizar o fluxo de líquido como uma fina camada sobre uma superfície aquecida. Há dois arranjos hidráulicos básicos que podem ser usados para produzir uma fina camada de líquido, chamados de fino filme descendente e fino filme ascendente. No evaporador de filme descendente o líquido flui para baixo por gravidade sobre uma superfície aquecida, enquanto que o vapor pode fluir para baixo, no mesmo sentido do fluido, ou para cima, em sentido contracorrente com o fluido. No evaporador de filme ascendente, a camada de líquido flui para cima no mesmo sentido do vapor. Estes evaporadores geralmente empregam um conjunto de tubos verticais os quais podem ter muitos tipos e formas (HERWITT *et al.*, 1993 *apud* REHMAN, 2003).

Os evaporadores filme descendentes são encontrados em muitas aplicações industriais. As vantagens inerentes do modelo de fluxo filme descendentes são: o baixo tempo de contato entre o fluido e a superfície aquecida, o alto coeficiente de transferência de calor e a queda mínima de pressão. O pequeno tempo de contato é o fator chave quando fluidos sensíveis ao calor estão sendo processados, tais como em indústrias alimentícias e volatilização de polímeros (ALHUSSEINI *et al.*, 1998 *apud* REHMAN, 2003). Devido à pequena queda de temperatura através do filme e a mistura do fluxo de vapor com a mistura de gases incondensados, o filme líquido não é superaquecido, portanto os problemas de incrustações associados com os evaporadores de ebulição central não ocorrem usualmente (HERWITT *et al.*, 1993 *apud* REHMAN, 2003).

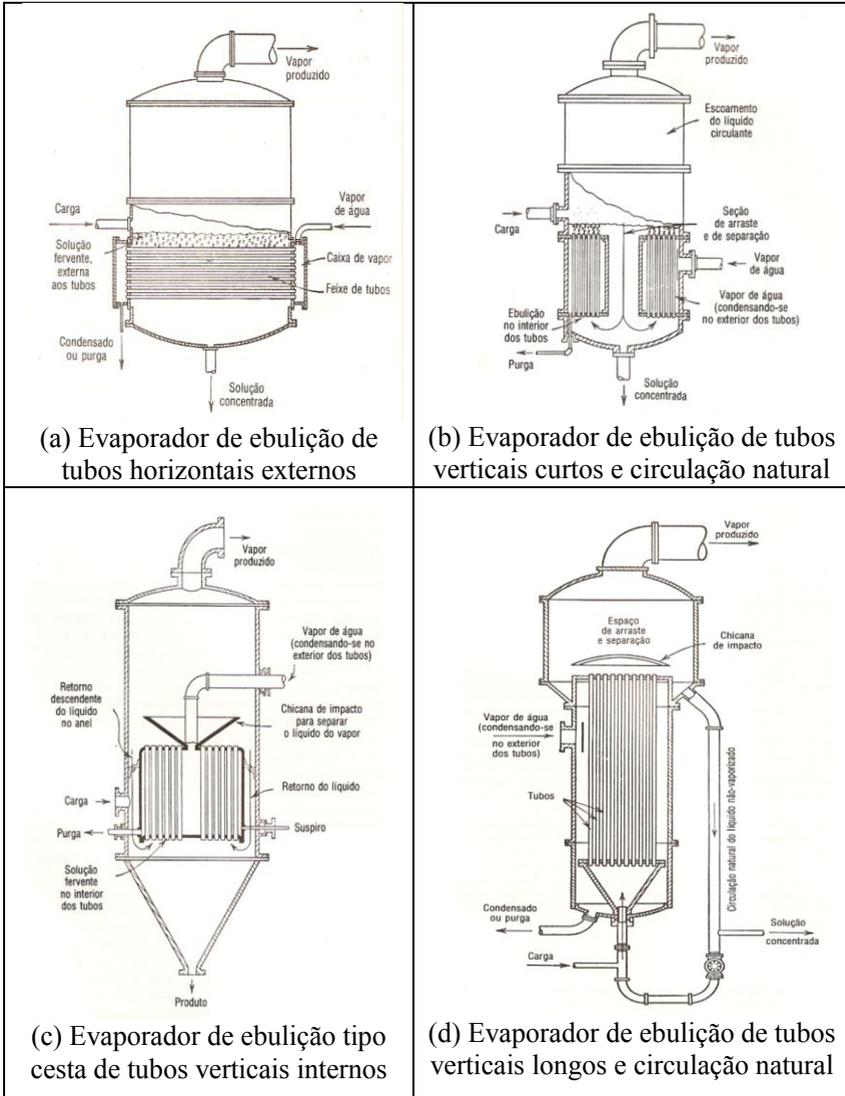
O principal problema deste tipo de evaporador é a dificuldade de distribuição uniforme do líquido como um filme no interior dos tubos.

Normalmente isto é feito por um jogo de pratos de metal cuidadosamente perfurado acima do nível das chapas de tubo e por inserir os furos no final destes, proporcionando um fluxo uniforme dentro de cada tubo. Outra forma de conseguir uma distribuição uniforme é através de redes de distribuição com armadura radial, onde o líquido alimentado é pulverizado em uma razão constante no interior da superfície de cada tubo, ou ainda por um bocal pulverizador individual no interior de cada um dos tubos (McCABE *et al.*, 1993 *apud* REHMAN, 2003).

b) Evaporadores de Ebulição – Muitos tipos de evaporadores com geração de vapor envolvem o processo de núcleo de ebulição em superfície sólida aquecida. No processo de ebulição, o estágio inicial da geração de vapor envolve a formação de bolhas em uma superfície aquecida. Durante este estágio da ebulição nuclear, o mecanismo de transferência de calor difere daqueles da evaporação através de uma superfície líquida plana. Neste processo de superaquecimento o líquido é necessário para iniciar e sustentar o aumento de bolhas (HERWITT *et al.*, 1993 *apud* REHMAN, 2003).

Neste evaporador, a complexidade do fenômeno da transferência de calor por ebulição é evidente, especialmente nos casos de ebulição convectiva. Dois mecanismos complementares coexistem para a transferência de calor: (a) a transferência de calor resultante da ebulição central no filme líquido, e (b) a transferência de calor resultante da convecção da superfície do tubo para a interface, onde ocorre a evaporação (SUN e HEWITT, 2001 *apud* REHMAN, 2003).

Evaporadores de ebulição são geralmente categorizados em dois tipos: evaporadores de ebulição de tubos internos e evaporadores de ebulição de tubos externos. Exemplos comuns de evaporadores de ebulição interna são os tubos curtos, tipo cesta e tubo longo. O mais comum dos evaporadores de ebulição externa emprega um conjunto de tubos horizontais montados dentro de um vaso de evaporação cilíndrico (HERWITT *et al.*, 1993 *apud* REHMAN, 2003). Alguns tipos de evaporadores de ebulição podem ser visualizados na Figura 2.

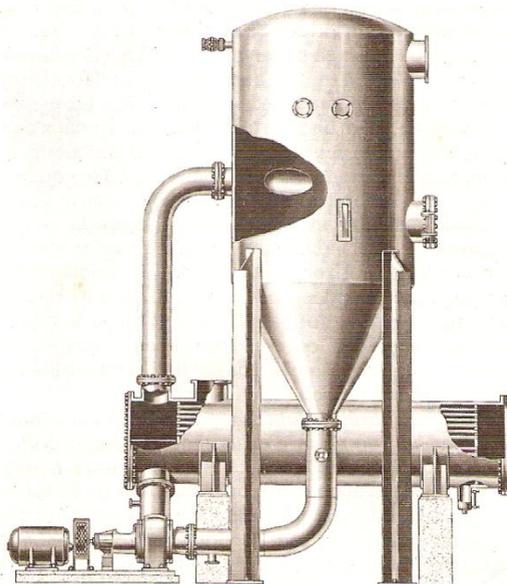


Fonte: Foust *et al.* (1982).

Figura 2 Corte esquemático de evaporadores de ebulição com tubos horizontais e verticais.

c) Evaporador *Flash* – Quando um líquido é exposto a uma súbita queda de pressão abaixo da pressão de saturação, todo o calor não pode ser contido no líquido como calor sensível, e o calor excedente é transformado em calor latente de vaporização. Esta é a origem de formação das bolhas de vapor no interior do volume líquido e a chamada evaporação por *flash* ou fenômeno *flashing*, que resulta em uma queda de temperatura do líquido (SAURY *et al.*, 2001 *apud* REHMAN, 2003).

No evaporador *flash* o líquido é bombeado de um vaso aquecido (trocador de calor) para uma câmara *flash* onde a pressão do líquido é subitamente reduzida abaixo da pressão de vapor, resultando em uma geração rápida de vapor. O sistema *flashing* tem a vantagem de evitar a ebulição em superfícies aquecidas e os problemas associados de incrustações e corrosão (HEWITT *et al.*, 1993 *apud* REHMAN, 2003). A Figura 3 apresenta um evaporador *flash* por circulação forçada e aquecedor horizontal externo.



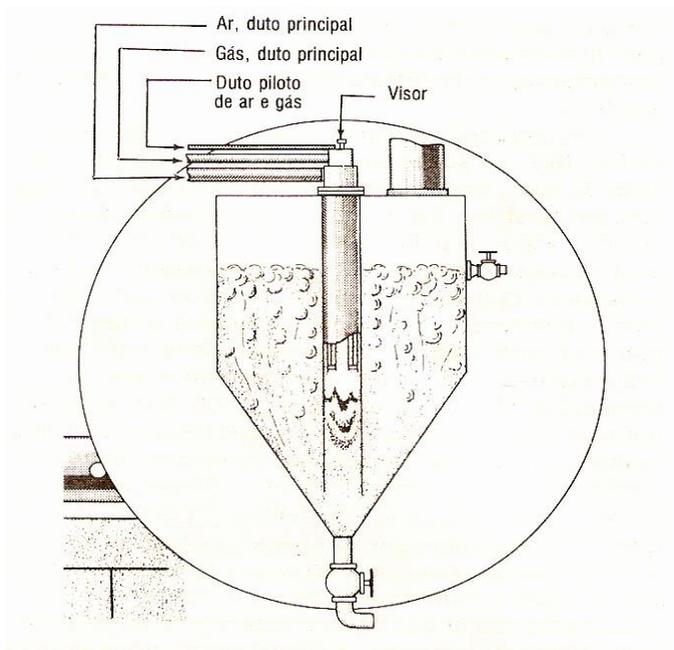
Fonte: Foust *et al.* (1982).

Figura 3 Evaporador *flash* de circulação forçada e aquecedor horizontal externo.

d) Evaporador de Contato Direto – No evaporador de contato direto, o gás quente é bombeado para dentro de um vaso contendo o líquido, e o calor é transferido através da interface gás/líquido, vaporizando parte do líquido. O concentrado líquido vai para o fundo do vaso, enquanto a mistura de gás e vapor vai para cima. A evaporação por contato direto utiliza o calor sensível do gás para prover o calor latente requerido para a evaporação sem a necessidade de superfícies de metais complexas trocadoras de calor. É um dos métodos mais baratos e mais simples de evaporação (HEWITT *et al.*, 1993 *apud* REHMAN, 2003).

A eficiência da transferência de calor depende fortemente da superfície interfacial entre a fase dispersa e a contínua. A superfície interfacial disponível para a troca de calor pode ser muito diferente para diferentes tamanhos de distribuidores da fase dispersa. Esse tipo de evaporador é amplamente usado em muitos processos industriais, tais como dessalinização e purificação de água, resfriamento por spray, combustão por spray, cristalização, energia térmica solar, geotérmica e oceânica, e sistemas de estocagem de energia térmica (SONG *et al.*, 1998 *apud* REHMAN, 2003). A relação entre as fases líquida e gasosa no evaporador de contato direto pode ser classificada em duas categorias, das quais uma tem o gás como fase contínua e a outra têm o líquido como fase contínua (HEWITT *et al.*, 1993 *apud* REHMAN, 2003).

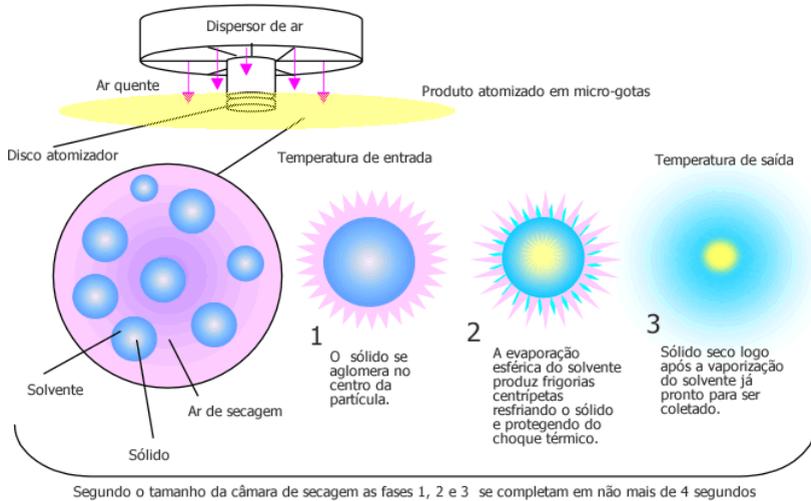
Dentro desta categoria estão os evaporadores de combustão submersa e os evaporadores tipo colunas de *spray*. Segundo Foust *et al.* (1982) os evaporadores de combustão submersa têm sido usados com êxito no processamento de materiais viscosos e de fluidos corrosivos, por não se ter qualquer superfície metálica para transferência de calor, pois os produtos da combustão borbulham através do fluido de processo (Figura 4). A pequena quantidade de equipamento submerso e a simplicidade do modelo reduzem a um mínimo os custos de substituição dos componentes. Além disso, as partes podem ser feitas em cerâmica ou outro material resistente, mesmo sendo estes materiais isoladores térmicos, pois não operam como superfícies de troca térmica.



Foust *et al.* (1982)

Figura 4 Evaporador por combustão submersa

De acordo com Rosa *et al.* (2008) os secadores por *spray*, também chamados de “*spray dryers*”, têm sido usados para secagem em larga escala de produtos das linhas alimentícias e farmacêuticas. Este sistema tem como princípio básico a maximização da área de troca de calor e massa durante a secagem. Naturalmente, apenas uma boa área de contato não é suficiente para assegurar uma secagem eficiente, fazendo-se necessário fornecer a energia para vaporização do líquido (água) e também suficiente dessecante (ar) para absorver toda a umidade. No interior do equipamento, mistura-se um gás aquecido e a névoa de um líquido, para que seja obtida a secagem ou evaporação por contato direto. A Figura 5 apresenta um diagrama esquemático do processo de evaporação por *spray*.



Fonte: *Spray Process* (2008).

Figura 5 Diagrama esquemático do processo de evaporação por *spray*

A seleção do tipo de evaporador para uma aplicação particular pode ser influenciada pelas propriedades do líquido a ser evaporado, da fonte de aquecimento e da disponibilidade de espaço físico (REHMAN, 2003). Para Fernandez (2006) o tipo de evaporador a utilizar em um determinado processo depende da quantidade de energia requerida para a operação, visto que alguns evaporadores são mais eficientes do que outros. Além disso, destaca que entre os fatores para eleger um evaporador encontram-se as características inerentes ao fluido que se deseja evaporar, como a formação de espuma, a salinidade, a corrosividade e a cristalização. Diante do exposto acima, algumas preocupações relacionadas à evaporação de lixiviado apontadas por pesquisadores serão consideradas no próximo item.

3.2.3 Seleção do equipamento para evaporação de lixiviados

Fink e Hart (2001) discutiram os principais problemas associados à evaporação de lixiviados e destacaram que a presença de cloretos e baixo pH nos lixiviados podem intensificar as taxas de corrosão dos materiais em aço. Além disso, os metais traços e os COV podem constituir-se em fontes de emissões atmosféricas e os sólidos suspensos e dissolvidos podem aumentar a frequência da limpeza regular do lodo

de fundo e por sua vez, os custos de operação. Estas preocupações foram apontadas também por Rehman (2003) como relevantes na escolha do tipo de evaporador de lixiviado. Segundo o autor em lixiviados contendo materiais dissolvidos, é provável que incrustações nas superfícies aquecidas aconteçam. Portanto, o uso de evaporadores do tipo filme e ebulição, os quais envolvem tubos ou pratos de metais para transferência de calor, podem ser considerados inadequados, devido ao potencial de deposição de materiais (incrustações) na superfície do metal.

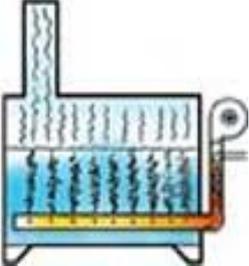
Os sistemas de evaporação por contato direto e por *flashing* têm a vantagem de evitar a ebulição do lixiviado na superfície aquecida e problemas associados à incrustações e corrosão. Porém, uma séria limitação deste sistema é a poluição devido à mistura de dois fluxos, ar e lixiviado. Os COV no fluxo de lixiviado podem ser vaporizados, gerando poluição atmosférica.

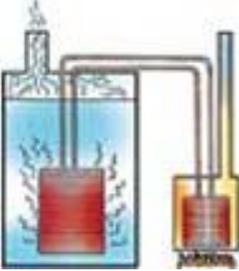
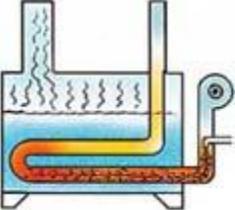
Para Ribeiro Junior (2005) os evaporadores de contato direto (ECD) apresentam uma série de vantagens em relação aos evaporadores tradicionais. Entre as vantagens destaca-se a eficiência na transferência de calor da ordem de 95%. Além disso, as unidades são mais compactas, de fácil construção e com custos fixos e de manutenção consideravelmente menores. Não se verifica a perda de eficiência devido à formação de incrustações o que torna os ECDs candidatos naturais para concentração de substâncias corrosivas e/ou incrustantes. Rehman (2003) também destaca algumas vantagens da técnica de evaporação por contato direto, dentre elas: (a) alta transferência de calor e massa, associado com a boa mistura entre gases quente e líquido, que ocorre devido à grande área superficial disponível no sistema de partículas dispersas; (b) construção simplificada e redução do custo de capital, devido à eliminação dos complexos sistemas de tubos e pratos de metal que impõem resistência térmica e estão sujeitos a incrustações e corrosões; e por fim (c) a coluna de *spray* serve para remover os poluentes orgânicos do lixiviado pelo fluxo de vapor de exaustão.

Um resumo das principais limitações e preocupações associadas aos diversos sistemas de evaporação no tratamento de águas residuárias foi sumarizado por Fink e Hart (2002), conforme observado na Tabela 4.

Tabela 4 Tipos de evaporadores, princípio de funcionamento e suas principais limitações e preocupações.

Tipo de Evaporador	Princípio de Funcionamento	Limitações e Preocupações
Lagoas de evaporação natural	Depende da combinação da energia solar e vento para evaporar naturalmente a água.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Muito lento; ▪ Ocupa grande espaço; ▪ Requer movimentação de grande área de terra e impermeabilização do fundo; ▪ Problemas de odor.
	Utiliza sopradores para forçar a entrada de ar em contra corrente com o pulverizado no topo da coluna. O modelo não foi projetado para remoção de sólidos secos.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Não recomendado para efluentes com alto teor de sólidos suspensos e dissolvidos; ▪ Eficiência depende da umidade relativa dos gases e da temperatura da água; ▪ COV podem ser transferidos rapidamente para a atmosfera, gerando poluição.
Evaporador de ar forçado	Pode evaporar um volume grande a um baixo custo. Os sólidos dissolvidos são vaporizados na temperatura de 100°C e soprados para a atmosfera.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Não possui coletor para sólidos suspensos e arraste de gotas; ▪ COV podem ser vaporizados e gerar poluição do ar; ▪ Não adequado para destilação ou reuso de água.
		

Tipo de Evaporador	Princípio de Funcionamento	Limitações e Preocupações
<p data-bbox="194 225 436 284">Evaporador básico de ebulição com tanque</p> 	<p data-bbox="468 225 708 571">Basicamente eleva a temperatura da água até o ponto de ebulição (100°C) e direciona o vapor de água via um tubo de exaustão. Este método não tem dispositivo para remoção dos sólidos secos.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li data-bbox="731 225 1002 284">▪ COV são vaporizados para a atmosfera; <li data-bbox="731 288 1002 347">▪ Ácidos e sais atacam os materiais em aço; <li data-bbox="731 352 1002 507">▪ Alto custo de energia para aquecer o tanque em temperatura acima de 100°C devido aos sais presentes; <li data-bbox="731 512 1002 667">▪ Custo extra de energia para superar o isolamento causado pela deposição dos sólidos e sais. <li data-bbox="731 671 1002 799">▪ Risco de funcionamento a seco, resultando em fundição.
<p data-bbox="194 839 436 930">Evaporador de ebulição com tubo de vapor</p> 	<p data-bbox="468 839 708 1417">É praticamente o mesmo conceito do evaporador de ebulição de água, entretanto os gases de exaustão aquecidos são borbulhados através da água residuária para melhorar a eficiência de transferência de calor. Sólidos suspensos e dissolvidos são periodicamente removidos por drenagem do lodo.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li data-bbox="731 839 1002 930">▪ Os COV são vaporizados, portanto, poluição atmosférica; <li data-bbox="731 935 1002 1090">▪ Sais e ácidos atacam os materiais em aço, encurtando a vida útil do vaso de evaporação e dos tubos de vapor. <li data-bbox="731 1094 1002 1222">▪ Custo extra e energia para elevar a água contendo sais até o ponto de ebulição; <li data-bbox="731 1227 1002 1355">▪ Risco de funcionamento a seco, resultando em fundição.

Tipo de Evaporador	Princípio de Funcionamento	Limitações e Preocupações
<p>Evaporador de ebulição com trocador de calor</p> 	<p>Um óleo aquecido dentro de uma serpentina é bombeado para outra serpentina dentro de um tanque e atua como trocador de calor em contato com o líquido. A vantagem deste sistema é que o tanque pode ser construído com material não corrosivo (polipropileno), pois não entra em contato direto com a chama. Sólidos suspensos e dissolvidos são periodicamente removidos por drenagem do lodo.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ COV serão emitidos para a atmosfera; ▪ Corrosão da serpentina em contato com o líquido; ▪ Custo extra e energia para elevar a água contendo sais até o ponto de ebulição.
<p>Evaporador de ebulição por tubo de vapor</p> 	<p>Utiliza tubos aquecidos como fonte de calor. A chama é direcionada para dentro do tubo de aço. Com o tempo o tubo enfraquecerá, entretanto pode ser facilmente substituído, tendo um custo mais acessível que a substituição do tanque. Sólidos suspensos e dissolvidos são periodicamente removidos por drenagem do lodo.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ COV serão emitidos para a atmosfera; ▪ Sais e ácidos atacarão os materiais em aço; ▪ Baixa expectativa de vida do tubo; ▪ Custo extra e energia para elevar a água contendo sais até o ponto de ebulição. ▪ Custo extra de energia para superar o isolamento causado pela deposição dos sólidos e sais; ▪ Risco de funcionamento a seco, resultando em fundição.

3.2.4 Aspectos ambientais do processo de evaporação de lixiviado

Os aspectos ambientais associados à evaporação de lixiviado têm sido reportados por diversos pesquisadores desde a década de 80. Dessa forma, uma revisão dos principais trabalhos desenvolvidos sobre o tema em âmbito internacional e nacional será abordado no próximo item.

3.2.4.1 Pesquisas no âmbito internacional

As primeiras experiências sobre o tema evaporação de lixiviado foram publicadas por pesquisadores alemães e suíços no decorrer da década de 80. Na Bavária, Alemanha, Konrad (1989) apud Birchler *et al.* (1994) realizou diversos ensaios em escala de laboratório com diferentes lixiviados sob diversas condições, incluindo a destilação sem e com ajuste de pH, em sistemas de um e dois estágios, e as seguintes conclusões foram apresentadas:

- Acima de 95% de nitrogênio amoniacal foi removida com a destilação ácida;
- Mais de 80% da DQO ou COT foi removido com a destilação alcalina;
- Os testes com lixiviados sem ajuste de pH tiveram baixa eficiência de remoção para ambos, amônia e compostos orgânicos; e
- Um sistema de evaporação em série (ácido-base) foi necessário para remover efetivamente amônia e compostos orgânicos.

No monitoramento de uma planta de evaporação em escala real (capac. $3,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) composta por remoção de amônia e air stripping antes da evaporação por flash em dois estágios Steinmetzer (1987) e Tiefel (1989) apud Birchler *et al.* (1994), relataram médias semanais de eficiências de remoção em torno de 92% para DQO e 94% para amônia, já a remoção de fenol foi de 50% e apenas traços de COV foram reportados. Na Suíça a companhia Hofstetter instalou em Uttigen um evaporador (capac. $20 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) constituído de várias etapas de tratamento: (a) pré-tratamento do lixiviado com adição de ácido clorídrico para reter a amônia na solução; (b) air stripping para remover gás carbônico e compostos orgânicos voláteis; (c) aplicação de vácuo para remoção de ar dissolvido e por fim; (d) evaporação por flash composta de quatro estágios, com o calor do vapor condensado sendo usado no pré-aquecimento do lixiviado alimentado no sistema. Os resultados do monitoramento deste sistema revelaram que foi possível atingir mais de 98,5% de eficiência de remoção para a DQO, nitrogênio amoniacal e

condutividade e reduzir em até 20 vezes o volume inicial de lixiviado (HOFSTETTER *et al.*, 1991 *apud* BIRCHLER *et al.*, 1994).

Birchler *et al.* (1994) conduziu experimentos de evaporação em escala de laboratório em dois tipos de amostras de lixiviado (fraco e forte), além de testar uma solução de acetato de amônia para avaliar a qualidade do evaporado. Enfatizou a análise química dos dois principais componentes voláteis: (a) nitrogênio amoniacal e; (b) compostos orgânicos voláteis, analisado em termos de demanda química de oxigênio. Os resultados podem ser observados na Tabela 5. Os ensaios de destilação em um e dois estágios foram realizados sob diferentes condições de pH em pressão atmosférica de 1 atm. Nos experimentos utilizou-se um litro de amostra e aproximadamente 90% da amostra foi destilada em cada estágio.

Tabela 5 Qualidade do condensado em processos de um e dois estágios

Amostra	Número Estágios	pH	DQO (mg.L ⁻¹)		NH ₃ (mg.L ⁻¹)	
			Conc.	Dest.	Conc.	Dest.
lixiviado fraco	1 estágio	ácido (4)	2.250	10,2	407	0,8
lixiviado fraco	1 estágio	ácido (4)	1.850	6,0	420	0,8
lixiviado forte	1 estágio	ácido (4)	6.990	39,2	3.410	13,4
lixiviado forte	1 estágio	ácido (4)	9.080	35,7	4.060	13,4
acetato amônia	1 estágio	ácido (4,2)	40.400	5.710	1.860	6,7
acetato amônia	1 estágio	básico (12)	126.000	68,3	<1	195
acetato amônia	2 estágios	ácido (4,1)	18.700	5.900	639	13,6
		ácido (3,2)	20.300	4.740	279	0,9
acetato amônia	2 estágios	ácido (4,2)	49.600	5.520	2.000	5,7
		básico (8,2)	33.900	29	7,5	6,5
lixiviado fraco	2 estágios	s/ ajuste (8,1)	1.190	14,6	~0	46,1
		s/ ajuste (7,7)	57,5	3,2	~0	60
lixiviado fraco	2 estágios	ácido (4,7)	1.440	22	314	5,7
		básico (10)	100	5,5	~0	5,7

Fonte: adaptado de Birchler *et al.*, (1994).

Os resultados obtidos por Birchler *et al.* (1994) pela evaporação de um lixiviado fraco e forte em um estágio (fase ácida) resultaram em

uma grande eficiência de remoção de DQO e NH_3 , e um destilado com baixas concentrações de cloretos e amônia. Para a solução de acetato de amônia, em pH ácido, o ácido acético foi moderadamente volátil e uma fração foi transferida para o destilado, porém em pH alto, o nitrogênio amoniacal volátil foi transferido para o destilado, enquanto a DQO permaneceu no concentrado.

Os resultados dos ensaios realizados em dois estágios (ácido-ácido) resultaram em uma alta eficiência de remoção de amônia, mas somente uma parcela da DQO foi removida. Uma elevada qualidade do destilado foi obtida pela destilação em dois estágios (ácido-base), onde mais de 99,5% de DQO foi removida no segundo estágio (básico) devido à movimentação do equilíbrio ácido acético/acetato. Os resultados das destilações em série (ácido-base) revelaram que praticamente toda a amônia foi removida no primeiro estágio (ácido), e a destilação básica reduziu ainda mais a DQO. Os experimentos com lixiviado fraco indicaram que um simples estágio de destilação ácida pode produzir um destilado de alta qualidade quando o lixiviado bruto contém relativamente baixas concentrações de DQO volátil (BIRCHLER *et al.*, 1994). Portanto, como observado por Birchler *et al.* (1994) a evaporação de amônia e ácidos orgânicos voláteis pode ser controlada por ajustes de pH em diferentes estágios.

Após várias experiências realizadas ao longo da década de 80, Eisner *et al.* (1996) concluíram que a tecnologia de evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado é muito eficiente quando comparada a outros métodos de tratamento. Com relação às elevadas concentrações de amônia e ácidos orgânicos transferidos para os destilados, os autores indicaram o ajuste de pH em duas fases (ácido-base) como mecanismo de controle eficiente. Porém, concordaram que até aquele momento a bidestilação ainda não havia sido bem aceita, devido ao maior custo de investimento e requerimento maior de energia em relação à monodestilação. Portanto os pesquisadores propuseram um sistema alternativo em substituição à destilação básica, onde os vapores da destilação ácida carregados de ácidos orgânicos poderiam ser controlados em um lavador de gases com uma solução de hidróxido de sódio, onde os ácidos orgânicos em contato com a solução reagiriam formando sais orgânicos.

Em suas pesquisas Marks *et al.* (1994) concluíram que o uso da evaporação aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário pode ser eficaz na remoção de poluentes em uma unidade principal de operação. Os autores utilizaram um modelo para simulação do processo de evaporação de lixiviados (Modelo de Evaporação de Equilíbrio da

Reação - REQEM). O modelo foi configurado para: (a) simular diferentes processos de evaporação por *flash*, (b) prognosticar a composição e quantidades do efluente e, (c) calcular as necessidades de energia. O modelo possuía a capacidade de simular evaporações *flash* de um estágio ou de múltiplos estágios, com e sem recirculação. Nas simulações, estabeleceram-se as seguintes condições de operação: pré aquecimento do lixiviado a 97°C e pulverização com 90% de vaporização em temperatura de 80°C, mantida com adição de calor externo.

Quatro casos diferentes foram simulados: em dois casos, o pH inicial foi ajustado para o valor 4, usando HCl e H₂SO₄, respectivamente. No terceiro caso, o valor do pH do lixiviado afluente permaneceu inalterado com base em seu valor inicial de 6,2 e, no quarto caso, o pH foi ajustado para 10 usando NaOH. As discussões sobre os efeitos do ajuste de pH na qualidade do evaporado focalizaram os poluentes voláteis de maior preocupação no tratamento de lixiviado, que são a amônia e o ácido acético, pois o ajuste de pH não implica em um efeito direto na qualidade do evaporado com respeito a compostos não voláteis, tais como metais e sais.

Os resultados das simulações feitas por Marks *et al.* (1994) revelaram que: (a) a evaporação em um estágio com ajuste de pH a nível 4, transformou a amônia presente no lixiviado em íon amônio, impedindo sua volatilização para o evaporado, entretanto 75% do total de ácido acético presente originalmente no lixiviado foi arrastado para o evaporado; (b) a evaporação do lixiviado sem ajuste de pH, no caso a pH 6,2 resultou em significativas quantidades de amônia e ácido acético no evaporado; (c) a evaporação em um estágio com ajuste de pH a nível 10, transformou 99% do ácido acético em uma espécie iônica, permanecendo assim no concentrado, enquanto que nesse processo a amônia foi transformada em espécie volátil, e apenas 3% desta permaneceu no concentrado.

Portanto, os autores concluíram que a evaporação em um estágio, com ajuste de pH, pode ser adequada para tratar lixiviados com elevadas concentrações de amônia ou ácidos orgânicos voláteis (um ou outro), no entanto, se o lixiviado possuir concentrações elevadas tanto de amônia como de ácidos orgânicos voláteis, então recomenda-se dois estágios com ajuste de pH ácido/base para que seja possível obter um nível de qualidade satisfatório para o evaporado. Por outro lado, se estiverem presentes altas concentrações de compostos orgânicos voláteis não iônicos nos lixiviados, então um pré-tratamento ou pós pode ser necessário para obter um evaporado de qualidade.

Ettala (1998) estudou um evaporador em escala real do tipo filme fino construído na Finlândia com uma capacidade instalada de $130 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Este processo foi inovador devido a utilização de um plástico como superfície de transferência de calor, equipado com uma área superficial de 1.500 m^2 . A utilização de baixas pressões (90-150 mmHg) e temperaturas (50-60 °C) possibilitou a utilização do plástico como uma superfície de troca de calor. Água foi a substância utilizada para realizar a troca direta de calor com o lixiviado através do filme plástico, o qual separou os líquidos. O condensado foi coletado por vácuo enquanto que o concentrado retirado pela base do evaporador. O pH do lixiviado bruto foi ajustado para um valor inferior a 4, com a finalidade de manter a amônia no concentrado. O lixiviado bruto, com DQO de $228 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e NH_3 de $101 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ foi tratado com sucesso, obtendo valores abaixo de $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para DQO e $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para NH_3 no condensado. A energia requerida no processo de purificação foi estimada em $13 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$ e o volume remanescente no concentrado foi de 18% menor que volume inicial de lixiviado tratado.

Outra pesquisa relevante foi desenvolvida na França pelo *Institut National des Sciences Appliquées* de Lyon, na França, onde os pesquisadores realizaram um monitoramento ambiental no entorno de um evaporador piloto com capacidade de evaporar 250 m^3 de lixiviado por ano. Nesta campanha de monitoramento foram avaliados dois lixiviados, um oriundo de aterro de resíduo urbano e outro de aterro de cinzas/escórias de incineração, ambos os lixiviados tinham sido submetidos a um pré-tratamento por lagoa aerada antes de serem encaminhados para o evaporador piloto. O objetivo desta pesquisa foi verificar a dispersão dos poluentes na atmosfera e limitar uma área de influência imediata ao módulo de evaporação. Uma caracterização do solo no entorno de evaporador e do concentrado resultante do processo também foi efetuada (INSAVALOR, 1999).

O monitoramento dos gases foi realizado em duas séries: (a) a primeira realizada ao nível da chaminé, a fim de caracterizar os gases de saída; e (b) a segunda em pontos periféricos ao evaporador, visando avaliar a dispersão dos poluentes na atmosfera e no solo. A localização dos pontos de monitoramento foi definida em função da direção dos ventos e da pluma de fumaça. O ponto 1 foi locado a 20 metros de distância do evaporador e os pontos 2 e 3 a 40 e 60 m, respectivamente. Os gases monitorados incluíram compostos orgânicos voláteis, sulfeto de hidrogênio, mercaptanas, amônia, cloretos, fluoretos, aldeídos, cetonas leves, carbono orgânico total e metais particulados. Os

resultados desta campanha de monitoramento para os dois lixiviados podem ser observados nas Tabelas 6 e 7.

Tabela 6 Análise dos gases evaporados do lixiviado de resíduos urbanos

Compostos Analisados		Unidade	Saída da Chaminé	Ponto (1) 20m	Ponto (2) 40m	Ponto (3) 60m
Compostos Orgânicos Voláteis			184	26,5	64,7	11,2
Sulfeto de Hidrogênio (H ₂ S)		µg.N ⁻¹ m ⁻³	40,86	<0,45	<0,46	<0,49
Mercaptanas (RSH)			31,96	9,42	<6,78	67,87
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃)			482	30,84	28,60	14,35
Cloretos (Cl ⁻)			131	NM	107	83
Fluoretos (F ⁻)			8	NM	<4	<5
Aldeídos e Cetonas	Formaldeídos		3,42	NM	NM	NM
	Acetaldeídos		3,01	NM	NM	NM
	Acetona		20,7	0,25	5,58	0,045
Carbono Orgânico Total (COT)		ppm	6,6	6,3	6,0	7,2
Metais (gases e particulados)	Prata	µg.N ⁻¹ m ⁻³	<0,1	NM	NM	NM
	Arsênio		<0,1	NM	NM	NM
	Cádmio		0,61	16,24	80,8	10,17
	Cromo		<0,1	NM	NM	NM
	Cobre		0,25	130	5,74	<0,1
	Ferro		1,52	266	0,78	<0,1
	Mercurio		3,17	2,16	3,59	3,20
	Níquel		<0,1	NM	NM	NM
	Chumbo		<0,1	0,65	2,05	<0,1
Zinco	2,62	268	2,80	0,73		

* NM – Não Mensurado

Tabela 7 Análise dos gases evaporados do lixiviado de escórias de incineração

Compostos Analisados	Unidade	Saída da Chaminé	Ponto (1) 20m	Ponto (2) 40m	Ponto (3) 60m
Compostos Orgânicos Voláteis		790	61	58	16,9
Sulfeto de Hidrogênio (H ₂ S)		<0,33	<0,41	<0,28	<0,36
Mercaptanas (RSH)		199	<2,82	<5,12	46,22
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃)	µg.N ⁻¹ m ⁻³	928,5	43,52	80,56	87,45
Cloretos (Cl ⁻)		87	NM	144	106
Fluoretos (F ⁻)		<3	NM	<2	<3
Formaldeídos		15	NM	13,31	<2,74
Aldeídos e Cetonas	Acetaldeídos	3,64	NM	6,34	<1,83
	Acetona	16,5	3,11	5,22	3,39
	Butiraldeído	2,62	NM	2,46	<2,74
	Benzaldeído	1,44	0,27	0,42	0,16
Carbono Orgânico Total (COT)	ppm	6,3	6,3	6,4	5,9
Metais (gases e particulados)	Prata	<0,1	NM	NM	NM
	Arsenio	<0,1	NM	NM	NM
	Cádmio	0,81	0,37	64,4	1,07
	Cromo	<0,1	NM	NM	NM
	Cobre	2,28	<0,1	27,8	0,46
	Ferro	2,81	9,33	6,39	1,88
	Mercúrio	4,96	2,74	18,55	3,48
	Níquel	<0,1	NM	NM	NM
	Chumbo	1,19	<0,1	5,67	1,19
Zinco	13,14	1,43	7,80	1,17	

* NM – Não Mensurado

Nos gases analisados na saída da chaminé, foram observadas concentrações altas para nitrogênio amoniacal, cloretos, mercaptanas, sulfeto de hidrogênio e alguns COV. Enquanto que as concentrações dos mesmos parâmetros analisados em pontos periféricos ao evaporador estavam no mesmo nível que os comumente encontrados no ar ambiente dos centros de tratamento de resíduos, com exceção ao nitrogênio amoniacal e alguns COV nos pontos 1 e 2. Porém, as concentrações mais elevadas nos pontos 1 e 2 podem estar associados à outras fontes de emissão, localizadas próximas ao evaporador piloto.

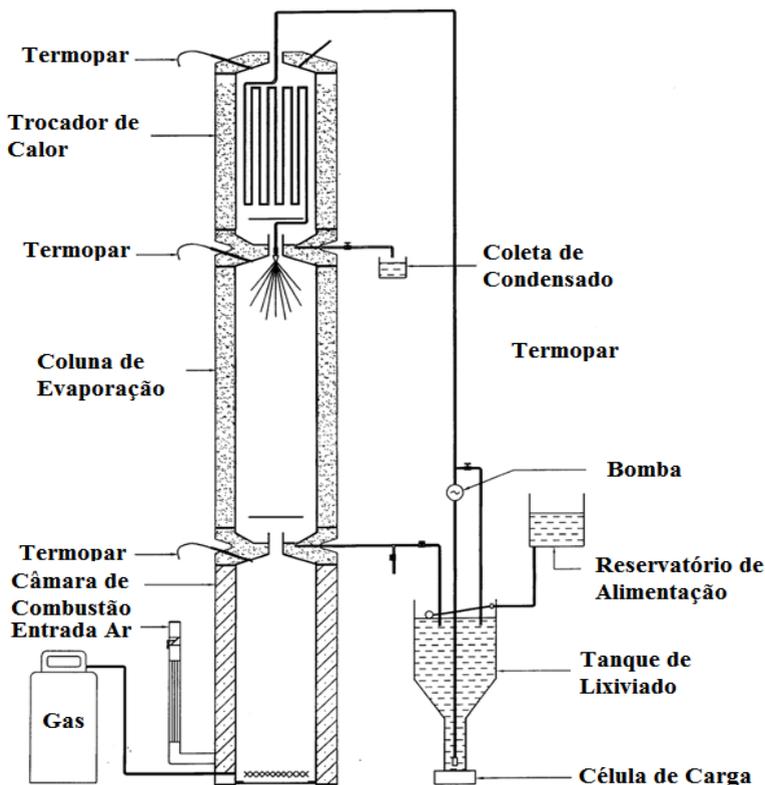
A análise do solo no entorno do evaporador, não evidenciou poluição do solo, durante os dois meses de monitoramento. Quanto ao concentrado, os principais elementos metálicos presentes nas análises do lixiviado bruto, foram também os detectados em maior quantidade nos

concentrados, no caso, o ferro e o zinco. Como regra geral os metais analisados nos concentrados foram encontrados em menor concentração nas amostras de solo analisadas no entorno do evaporador, com exceção ao mercúrio e o arsênio que tiveram níveis de concentrações semelhantes nos concentrados e no solo, e a prata, cuja concentração foi inferior ao limite de detecção. Com base no estudo desenvolvido pelo INSAVALOR (1999) os principais poluentes atmosféricos reportados foram os compostos orgânicos voláteis, nitrogênio amoniacal, cloretos, mercaptanas e sulfeto de hidrogênio.

Estudos mais recentes (DI PALMA *et al.*, 2002; REHMAN, 2003; LEE *et al.*, 2003; HERCULE *et al.*, 2005; XU *et al.*, 2006; YUE *et al.*, 2007; GIUST *et al.*, 2007) têm indicado que o processo de evaporação pode ser eficaz na concentração de compostos orgânicos, nitrogênio amoniacal e substâncias húmicas de lixiviados. Di Palma *et al.* (2002) em seu estudo propôs um sistema de evaporação a vácuo seguido de osmose reversa para tratar o lixiviado de um aterro industrial com alto conteúdo de amônia e compostos orgânicos. O lixiviado foi submetido à evaporação para concentração dos poluentes: amônia, metais pesados e compostos orgânicos, bem como, reduzir o fluxo de água e aumentar a eficiência de um sistema de osmose reversa, reduzindo os problemas de colmatação na membrana.

Di Palma *et al.* (2002) observaram que devido ao rápido desprendimento dos COV, a concentração de COT no condensado inicial foi elevada (160 mg.L^{-1}). No entanto, à medida que o processo de evaporação seguia, menores concentrações de COT foram observadas, atingindo valores abaixo de 50 mg.L^{-1} (50-70% da amostra inicial evaporada). Um aumento na concentração de COT foi observado no final dos ensaios, o qual os autores atribuíram aos compostos orgânicos mais pesados. Ao final do processo de evaporação foi possível obter um condensado contendo apenas 1% dos compostos orgânicos, quantificados em termos de DQO e COT. Para cloretos, a concentração no condensado foi inferior a 3% do inicial. Os resultados das análises químicas obtidas em um sistema de evaporação a vácuo com pressão de 45 mmHg, temperatura de 40 °C e pH de aproximadamente 9,5 indicaram que o processo de evaporação atingiu com sucesso uma alta eficiência de redução de nitrogênio amoniacal e compostos orgânicos nos condensados. Adicionalmente, não foram reportadas concentrações significantes de metais traços. Na sequência, o condensado foi submetido a um tratamento por osmose reversa, resultando na remoção de mais de 90% dos compostos orgânicos remanescentes, e 97% para nitrogênio amoniacal.

O pesquisador Canadense Rehman (2003) estudou o processo de evaporação aplicado a um lixiviado oriundo do aterro sanitário de *Trail Road*, localizado na cidade de *Ottawa*. Para isso, utilizou um evaporador piloto em escala de laboratório. O sistema de evaporação era constituído de três componentes principais: uma câmara de combustão, uma coluna de evaporação e um trocador de calor (Figura 6). Durante o processo de evaporação os poluentes no lixiviado bruto foram concentrados a um pequeno volume e o ar de exaustão foi usado para pré aquecer o lixiviado antes de ser vaporizado na coluna de evaporação.



Fonte: Rehman (2003)

Figura 6 Sistema piloto de evaporação por contato direto

Ensaios de evaporação com água foram realizados para 13 diferentes condições. Uma variável foi alterada a cada ensaio, mantendo

as outras variáveis constantes. Os resultados destes ensaios revelaram que o tipo do bico *spray* e a temperatura foram as variáveis que mais afetaram as taxas de evaporação. Portanto, esses parâmetros foram selecionados pelo autor para estudar sua influência na evaporação do lixiviado. Adicionalmente o pH do lixiviado foi considerado um importante parâmetro a ser estudado, uma vez que afeta o comportamento de substâncias, tais como o nitrogênio amoniacal e os ácidos orgânicos voláteis.

Nos ensaios realizados com lixiviado, foram avaliadas três diferentes temperaturas na câmara de combustão (600 °C, 800 °C e 1000 °C), o qual resultou nas seguintes temperaturas na coluna de evaporação: 42 °C, 61 °C e 82 °C, respectivamente. Dois ensaios foram realizados com ajuste de pH para valores de 5,5 e 3,5. O pH do lixiviado foi ajustado com ácido clorídrico e esses dois ensaios foram conduzidos na temperatura de 800 °C. Ao todo sete ensaios em foram conduzidos em batelada, sendo que dos 30 litros evaporado apenas 3 litros permaneceram no concentrado, sendo o restante evaporado, ou seja, uma relação lixiviado bruto para concentrado de 10:1. Os poluentes avaliados por Rehman (2003) nos efluentes condensados e concentrados incluíram: DQO, Cl⁻, SST, metais (boro e bário), compostos de nitrogênio (NTK e NH₃) e compostos voláteis não iônicos (tolueno e m/p-xileno). Além disso, foram feitas análises de NH₃, H₂S nos gases de exaustão.

Quanto ao comportamento dos poluentes, Rehman (2003) observou que um percentual de 60 a 70% da massa de compostos não voláteis como boro e cloretos, permaneceu no concentrado. Esse percentual decresceu com o incremento da temperatura na coluna de evaporação e quando bicos *spray* mais finos foram usados. O bário teve sua concentração reduzida nos concentrados durante os ensaios realizados sem ajuste de pH, porém nos ensaios realizados em pH ácido houve um incremento da quantidade de bário nos concentrados. A explicação para este fato está na possível dissolução das espécies de bário incrustadas na parede do evaporador, pela pulverização do lixiviado em pH ácido. A DQO também decresceu nos concentrados com o aumento da temperatura. Em pH mais ácido a DQO no concentrado também sofreu uma redução.

Nos gases de exaustão, o pesquisador constatou a presença de compostos voláteis, como amônia, tolueno e m/p-xileno. Os resultados para os compostos voláteis de tolueno e m/p-xilenos revelaram que houve completa volatilização destes compostos em todas as temperaturas e pH analisados. As concentrações de tolueno nos gases de

exaustão variaram de 6,65 μ g a 12,32 μ g, enquanto que as concentrações de m/p-xileno ficaram em torno de 5,10 μ g a 7,92 μ g. As concentrações de tolueno, m/p-xileno só foram observadas logo após o início do ensaio de evaporação, ou seja, os dados revelam que as primeiras frações de gases liberados pelo processo de evaporação do lixiviado são os mais carregados de poluentes voláteis.

Os resultados para compostos de nitrogênio indicaram que a taxa de volatilização do nitrogênio amoniacal aumentou com o incremento da temperatura na coluna de evaporação e menos de 1% permaneceu no concentrado nos ensaios de evaporação sem ajuste de pH. Concentrações de nitrogênio amoniacal em torno de 220 mg.L⁻¹ foram reportadas nos primeiros 30 minutos de ensaio, seguido de uma redução para 85 mg.L⁻¹ aos 60 minutos e 33 mg.L⁻¹ aos 90 minutos. O ajuste de pH para condições mais ácidas resultou em um aumento do nitrogênio amoniacal no concentrado atingindo 80% em massa no experimento conduzido a pH 3,5.

A eficiência de um evaporador de leite fluidizado circulante na remoção de composto orgânicos e amônia no tratamento de diferentes lixiviados foram investigadas experimentalmente por Lee *et al.*, (2003). Os resultados indicaram níveis satisfatórios de remoção de compostos orgânicos, acima de 90%, para todos os lixiviados analisados, enquanto que para a amônia as eficiências de remoção não ultrapassaram a 70%. Para o lixiviado de um aterro industrial em Yeochun, Coréia, contendo resíduos de petróleo e químicos com um pH de 7, a eficiência de tratamento foi de 91% para DQO e 50% para amônia. Enquanto que um segundo lixiviado de um aterro industrial contendo metais e resíduos de indústrias de processamento de petróleo na cidade de Pohwang, Coréia, as eficiências de remoção ficaram em torno de 99% para DQO e 41% para amônia em um pH inicial de 7,1. Finalmente, o tratamento de lixiviados de um poço de armazenamento de resíduos sólidos para incineração em Dongbu, Coréia, demonstrou eficiências de remoção em torno de 92% para DQO e 69% para amônia para um pH inicial de 11.

Hercule *et al.* (2005) conduziu testes em escala laboratorial com objetivo de fixar parâmetros de operação para o tratamento de lixiviado por evaporação, tais como consumo de produtos químicos, frequência de descarga do concentrado e qualidade do condensado. Os resultados das análises revelaram que a matéria seca total chegou a atingir 35% pelo processo de evaporação em duas fases, para uma entrada de 0,3 % de Sólidos Totais Dissolvidos. A concentração de DQO mostrou ser baixa no condensado obtido à baixa temperatura de evaporação. Nesta condição, compostos voláteis e semi-voláteis tendem a permanecer na

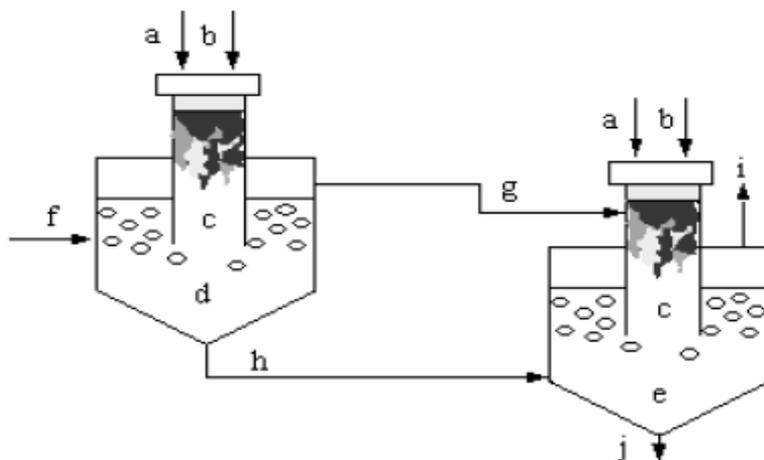
fase líquida, isto é no concentrado. A acidificação do lixiviado para um valor de 4 impediu a transferência da amônia para o condensado.

Xu *et al.* (2006) conduziram experimentos de laboratório, utilizando uma seqüência de dois estágios de ultrafiltração combinado com o processo de evaporação, para recuperar as substâncias húmicas de lixiviados antigos, tendo em vista que nestes lixiviados a maior parte da matéria orgânica dissolvida é composta de ácidos húmicos e fúlvicos, e suas propriedades fertilizantes são há muito reconhecidas. Segundo o autor, pouca atenção tem sido dada à reciclagem de compostos presentes nos lixiviados, sendo que a maioria das investigações focaliza principalmente a remoção de poluentes nos lixiviados. Os resultados obtidos em escala de laboratório, na fase de evaporação, indicaram que a matéria orgânica no concentrado foi basicamente segregada junto com o material inorgânico. A qualidade do condensado obtido apresentou baixa concentração de matéria orgânica, medida em termos de COT (31 mg.L⁻¹) e baixas concentrações de compostos inorgânicos. A quantidade de metais pesados nos condensados foi insignificante, porém quantidades significativas de nitrogênio amoniacal (1.660 mg.L⁻¹) foram reportadas. Nos concentrados os autores reportaram quantidades de material orgânico e sólidos totais dissolvidos em quantidades de aproximadamente 13% e 25% (base úmida), respectivamente. Revelando assim, a viabilidade da reciclagem de substâncias húmicas, através do método combinado de ultrafiltração seguida de evaporação.

Yue *et al.* (2007) examinaram o fenômeno da evaporação de compostos orgânicos de lixiviados antigos. Para isso, realizaram três tipos de experimentos de evaporação por aquecimento indireto sob três diferentes condições de pressão e pH: a) evaporação à pressão normal (1 atm.); b) evaporação a vácuo (375 mmHg); e c) evaporação por arraste de gás (fluxo ar de 0,2 m³.h⁻¹). Os resultados obtidos nestes experimentos indicaram que os compostos orgânicos, medidos em termos de DQO, foram vaporizados logo nas primeiras frações de vapor, sendo estabilizadas em seguida. As maiores emissões de COV foram observadas nos lixiviados evaporados sob condições ácidas, devido à forma não iônica em que os muitos compostos orgânicos voláteis se apresentam sob esta condição (ácido acético, ácido propanóico e butanóico).

Quanto à quantidade de COV emitidos em cada um dos sistemas estudados, os autores chegaram a valores de emissões variando entre 6% a 14% da massa inicial DQO, sendo a maior emissão observada na evaporação a vácuo e a menor na evaporação a pressão atmosférica (1 atm). Estes resultados foram extensivamente aplicados para desenvolver

um projeto de um sistema de evaporação por combustão submersa em dois estágios (Figura 7). O primeiro sistema em escala real foi instalado e está em operação no aterro sanitário de Beishenshu, China.



Elementos do sistema: (a) gás de aterro; (b) ar para combustão; (c) câmara de combustão; (d) evaporador combustão submersa 1º estágio; (e) evaporador combustão submersa 2º estágio; (f) alimentação do lixiviado de aterro sanitário; (g) vapor com compostos orgânicos voláteis; (h) primeiro concentrado; (i) condensado; (j) concentrado final.

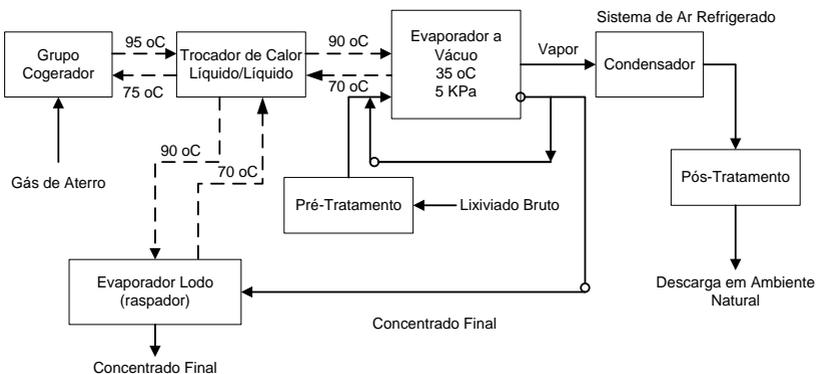
Fonte: Yue *et al.* (2007).

Figura 7 Sistema de evaporação por combustão submersa 2 estágios

Entretanto Yue *et al.* (2007) alertam para o fato de que os lixiviados de aterros possuem elevada capacidade tampão, devido as altas concentrações de bicarbonato, amônia e outros sais de ácidos e bases fracas, que resultam em um alto custo para ajuste de pH para realização de evaporação ácida. Giust *et al.* (2007) monitoraram a eficiência de um sistema de osmose reversa e de evaporação em duas fases aplicado ao tratamento de um lixiviado oriundo de um aterro localizado no norte da França. O desempenho da planta e os principais problemas operacionais após um ano de trabalho foram reportados pelos autores. O tratamento por evaporação exigiu que o lixiviado recebesse um pré-tratamento antes de ser evaporado, composto por ajuste de pH e desgaseificação. O pH ótimo para etapa de evaporação ficou em torno de 5 (ácido), que teve como objetivo impedir a volatilização do

nitrogênio amoniacal, bem como ajudar na redução das ações de incrustação e corrosão, pelo deslocamento do equilíbrio das formas de bicarbonatos em CO_2 .

A escolha da tecnologia de evaporação foi feita para atender aos requisitos da descarga de efluentes, bem como ter uma tecnologia muito flexível, capaz de tratar um fluxo de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e os concentrados produzido pelo sistema de Osmose Reversa. Uma segunda etapa de evaporação foi adotada para permitir uma redução do volume de concentrado final, oriundo da primeira etapa de evaporação. A energia para aquecimento dos evaporadores foi obtida da perda energética dos motores a gás instalados no próprio aterro. Um diagrama esquemático do sistema de evaporação estudado por Giust *et al.* (2007) é apresentado na Figura 8.



Fonte: Giust *et al.* (2007).

Figura 8 Diagrama esquemático do processo de evaporação em duas fases

Devido à interconexão de duas plantas de tratamento, a evaporação e osmose reversa, somente dois fluxos de saídas foram monitorados: (a) o permeado e; (b) o concentrado final do processo de evaporação. O nível de purificação do permeado foi muito superior aos limites estabelecidos pela legislação para descarga em corpos de água, com redução de mais de 99% de salinidade (condutividade) e aproximadamente 97% de redução de DQO. A experiência relatada por Giust *et al.* (2007) demonstrou que a combinação das tecnologias de evaporação com membranas (osmose reversa) foi bastante satisfatória. Com a aplicação desta tecnologia foi possível obter um permeado com

excelente qualidade e ao mesmo tempo um concentrado semi-sólido fácil de ser disposto.

Observa-se, portanto, que o desenvolvimento de sistemas de evaporação com redução do potencial de emissão de poluentes tem sido o foco das pesquisas em vários países do mundo, porém no Brasil ainda há poucas pesquisas relacionadas ao uso desta tecnologia no tratamento de lixiviado.

3.2.4.2 Pesquisas no âmbito nacional

No Brasil, as pesquisas sobre o tema evaporação de lixiviados ainda são incipientes, no entanto vem crescendo gradativamente o interesse por esse tema de pesquisa. A primeira pesquisa sobre o tema foi publicada por Segato (2001), que realizou uma investigação teórica da quantidade de energia necessária para evaporação do lixiviado gerado no aterro sanitário de Bauru, São Paulo. O estudo incluiu uma estimativa teórica de geração de biogás ao longo da vida útil do aterro, bem como o levantamento da geração média de lixiviado e os cálculos da energia necessária para sua vaporização. O estudo em questão analisou três cenários de energia disponível para evaporação do lixiviado em função da possibilidade de captação do gás. Os cenários para recuperação do gás gerado no aterro foram de 90%, 70% e 50%, respectivamente. Já os cálculos para a determinação da energia necessária para vaporização de um volume constante de lixiviado ($3,73 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), foram realizados considerando: (a) o volume de gás disponível pela recuperação de 70% do gás gerado no oitavo ano de operação; (b) um percentual de metano de 50% no gás; (c) uma eficiência de queima do gás em torno de 50%; e (d) uma eficiência em torno de 60% no trocador de calor.

Adotou-se também para os cálculos de evaporação, que o lixiviado se comportaria como a água (entalpia de vaporização da água: $2.252,5 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$) e que o processo se realizaria à pressão atmosférica a uma temperatura inicial de $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Com base nestes cálculos, concluiu-se que, se o volume de lixiviado anual fosse constante, a energia necessária para vaporização do lixiviado durante os 24 anos de vida útil do aterro no cenário de recuperação de gás em torno de 90%, haveria energia excedente para realizar a vaporização do lixiviado entre o 4º e o 12º ano de operação do aterro. Porém para os cenários mais conservadores, apenas no período entre o 7º e o 12º ano haveria suficiente energia disponível, considerando o cenário de 70% e no cenário de 50% de recuperação o tratamento do lixiviado por evaporação seria inviável, tendo em vista a insuficiência de energia disponível para o processo.

Outro estudo relevante sobre o tema foi desenvolvido por Vignoli (2007), o qual avaliou o processo de evaporação de lixiviado em bancada e constatou que o tratamento por evaporação não pode ser considerado como uma forma plena de tratamento, pois se não houver controle do processo, haverá transferência de poluição para o compartimento atmosférico.

Portanto, para minimizar a emissão de nitrogênio amoniacal resultante do processo de evaporação a pesquisa teve como objetivo investigar pelo menos três alternativas: (1º) ajuste de pH em diferentes níveis (2, 4 e 6) com diferentes ácidos inorgânicos (H_2SO_4 , HCl e HNO_3); (2º) pré-tratamento do lixiviado bruto com resina de troca iônica (Amberlyst 15 wet) em diferentes relações de massa de resina e volume de amostra (0,5 g/50 mL e 0,5 g/20 mL); e (3º) pós-tratamento do evaporado e do condensado com resina de troca iônica.

Ao analisar a eficiência de remoção de amônia com ajuste de pH, Vignoli (2007) reportou uma elevada eficiência de remoção (96%) com o HNO_3 em pH 6, eficiência esta obtida apenas em pH 4 com os outros ácidos utilizados (H_2SO_4 e HCl). Este resultado é importante na medida em que volumes menores de reagentes poderão ser usados no tratamento preliminar do lixiviado, reduzindo assim os custos envolvidos. Quanto ao tratamento com resina de troca iônica, o autor verificou que a percolação do lixiviado pela resina antes do processo de evaporação foi mais eficiente que os tratamentos posteriores do evaporado e do condensado. E com respeito à proporção de massa de resina em relação ao volume de amostra, o autor conseguiu atingir uma eficiência de remoção de 87% de amônia na relação 0,5 g/20 mL, contra 72% obtido na relação 0,5 g/50 mL, nos experimentos com tratamento do lixiviado bruto.

Sá (2008) avaliou os aspectos ambientais de um sistema de evaporação natural de lixiviado. No sistema de evaporação utilizado pela pesquisadora foi empregado um destilador solar de simples efeito, convencional de duas águas (Figura 9). A pesquisadora analisou parâmetros físicos e químicos nas amostras de lixiviado bruto e nos destilados produzidos. Os resultados indicaram que o destilador solar teve eficiência superior a 98% na remoção de Cor, Turbidez, Sólidos Totais, DBO e DQO. A respeito dos parâmetros microbiológicos de coliformes totais e termotolerantes os resultados indicaram que quando a concentração de coliformes no lixiviado era da ordem de 10^5 NMP/100 ml, o destilador solar foi suficiente para eliminar os microorganismos do destilado, porém quando a concentração no lixiviado bruto foi da ordem de 10^6 NMP/100 ml, valores de microorganismos coliformes totais e

termotolerantes estiveram presentes nos destilados na ordem de 10^4 NMP/100 ml.



Fonte: Sá (2008)

Figura 9 Sistema piloto de destilação solar de lixiviados – Recife-PE

Quanto ao monitoramento de nitrogênio amoniacal no destilado, Sá (2008) relata a ocorrência de um forte odor de amônia, no início do experimento, devido ao “*stripping*” da amônia, e concentrações de até 1.200 mg.L^{-1} foram observadas no primeiro dia de coleta do destilado. Valores inferiores a 200 mg.L^{-1} foram reportados somente após o sétimo dia de monitoramento. Os resultados também indicaram que o lixiviado destilado apresentou um pH alcalino e baixa condutividade, ou seja, a destilação solar forneceu um efluente isento de sais. Verificou-se que os resultados dos metais (Cr, Mn, e Fe) não ultrapassaram o valor $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Com base nos resultados obtidos com o sistema de evaporação solar natural, foi possível atingir um nível de purificação do lixiviado compatível com os padrões de lançamento exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005.

A evaporação natural de lixiviado também foi pesquisada por Ranzi (2009) em um evaporador em escala piloto instalado no campus da Universidade Federal de Santa Catarina em Florianópolis-SC. O evaporador piloto foi constituído por um tanque de armazenamento, um

painel evaporativo de elevada área superficial ($200 \text{ m}^2/\text{m}^3$) e aspersores. O painel evaporativo foi instalado na direção predominante do vento (Figura 10).



Fonte: Ranzi (2009).

Figura 10 Sistema piloto de evaporação natural de lixiviados – Florianópolis - SC

Após monitoramento do experimento piloto durante 9 meses os pesquisadores verificaram que a técnica de evaporação natural com painéis evaporativos se mostrou eficiente, mesmo tendo sido implementada em uma região de elevada pluviosidade e umidade relativa do ar. Os resultados obtidos atingiram uma taxa média de eliminação de efluente de 111 L.dia^{-1} . Considerando-se a evaporação acumulada no período, em média de 82% do volume evaporado teve contribuição do painel de evaporação. No entanto, a contribuição da evaporação natural e do painel no sistema não foi constante ao longo do período. Nos meses com temperatura elevada do ar e energia solar, o

painel de evaporação teve uma contribuição maior. Em contrapartida, nos meses onde a condição climática foi menos favorável a evaporação do painel teve uma taxa de evaporação semelhante à evaporação natural.

Neste estudo, a pesquisadora também observou que a recirculação constante do efluente no sistema reduziu consideravelmente a carga orgânica e inorgânica presente no lixiviado bruto. Os testes de toxicidade aguda em organismos aquáticos (*Daphnia Magna*) também indicaram elevada toxicidade do lixiviado bruto e baixa toxicidade do efluente concentrado. Assim, a hipótese inicial de que o concentrado resultante do processo de evaporação seria mais poluente do que o lixiviado bruto não se confirmou.

As análises ambientais realizadas pela pesquisadora no entorno do experimento piloto foram: (a) análise dos compostos orgânicos voláteis no ar; (b) análise microbiológica por deposição passiva e; (c) análise olfatométrica. Com respeito às análises de COV, a pesquisadora encontrou pelo menos cinco compostos (com probabilidade superior a 80%) em área adjacente ao piloto de evaporação, sendo eles: Dimetil-diazeno, Tetrametil-silano, 2-Bromononano, 1-iodo-tetradecano, 2-metil-heptadecano. No entanto, a quinze metros do evaporador os picos foram relativamente menores e diferentes compostos foram detectados: 2-Nitro-Propano, 3-Metil-Butanonitrilo, 4-Hepta-2-ona, 1-Propanosulfonil clorídrico e 1-Nitro-Propano (com probabilidade superior a 80%). A pesquisadora destaca que os resultados revelam apenas a probabilidade de o composto estar presente na amostra, não sendo possível afirmar que os compostos detectados estavam presentes em concentração suficientemente elevadas para serem prejudiciais ao meio ambiente ou, ainda, à saúde humana.

Sobre as análises microbiológicas, a pesquisadora relatou que as placas de petri posicionadas sobre a parede do reservatório de evaporação apresentaram contagem entre 200 e 300 UFC (Unidades Formadoras de Colônia). A cerca de três metros de distância do experimento, os valores ficaram entre 60 e 100 UFC. As placas localizadas a 4, 5, 7 e 8 metros do perímetro do piloto resultaram em contagens de 62, 62, 77 e 58 UFC, respectivamente. E por fim, a distância de quinze metros do piloto o valor encontrado foi de 27 UFC. Os resultados indicam que a dispersão de microrganismos no ar foi significativa até um raio de três metros no entorno do experimento, diminuindo consideravelmente com o afastamento do ponto de coleta. A uma distância de quinze metros do perímetro do piloto experimental a presença de unidades formadoras de colônias (UFC) foi similar àquelas dos locais que não se encontram sob a influência do sistema. A

pesquisadora conclui que ao se afastar do experimento o número de microrganismos diminui consideravelmente, e destaca que estes resultados revelam apenas indícios do comportamento da dispersão de aerossóis no ambiente devido à presença de um sistema de evaporação natural com painéis, já que não foram realizadas repetições em situações de ventos com velocidades mais elevadas.

Quanto as análises olfatométricas, foram reportadas concentrações odorante, em torno de 102 e 101 UO.m⁻³ (Unidades Odores por metro cúbico) em amostras de ar coletado à jusante do experimento piloto. Esta concentração foi considerada baixa em relação a estudos realizados por Vieira (2007) em sistema de tratamento de lixiviados com lagoas de estabilização presente no aterro sanitário de Biguaçu (4.892 UO.m⁻³).

Bacelar *et al.* (2009) desenvolveram estudos em um evaporador instalado no aterro sanitário de Gramacho, no Rio de Janeiro. O evaporador de caldeira tubular, desenvolvido pela COMLURB, denominado “evaporador unitário” era composto de um vaso de evaporação com capacidade de armazenamento de 1 m³ operado em regime permanente, com capacidade de evaporar 30 L.h⁻¹ de lixiviado. A energia para evaporação foi provida pela queima do biogás fornecido por um dos drenos do aterro (Figura 11).

Durante a pesquisa, de abril de 2007 a julho de 2008, o Evaporador Unitário foi operado em três poços distintos, recebendo contribuição variável de biogás. O desempenho do evaporador para os poços 1 e 2 foi em torno de 30 L.h⁻¹, já no poço 3 o rendimento caiu para 10 L.h⁻¹. A composição e o fluxo do biogás foram as variáveis que mais interferiram no rendimento do sistema.



Fonte: Bacelar *et al.* (2009)

Figura 11 Evaporador unitário instalado no aterro de Gramacho – Rio de Janeiro -RJ.

Os autores realizaram análises físico-químicas nos diferentes efluentes resultantes do processo de evaporação: (a) resíduo pastoso; (b) resíduo da limpeza e; (c) vapores condensados. O resíduo pastoso, resultante da concentração do lixiviado apresentou altos valores de substâncias orgânicas, nitrogênio amoniacal, sólidos e cloretos, seu pH foi caracteristicamente básico. E a única amostra de resíduo obtido a partir da limpeza do evaporador apresentou um pH ácido, alta concentração de DQO e nitrogênio amoniacal.

As análises físico-químicas realizadas nos vapores condensados apresentaram pH próximo à neutralidade (7,6), baixa concentração de DQO (165 mg.L^{-1}), nitrogênio amoniacal (145 mg.L^{-1}) e cloretos (48 mg.L^{-1}). No entanto, Bacelar *et al.* (2009a) verificaram que as condições ambientais de coleta do condensado dificultaram a fixação da amônia na amostra e consequentemente a sua detecção. Já nas análises de amônia nos condensados obtidos a partir dos ensaios de laboratório, sob condições controladas, verificou-se que o nitrogênio amoniacal presente no lixiviado bruto (1.800 mg.L^{-1}), foi quase que totalmente transferido para o condensado (1.600 mg.L^{-1}).

Análises complementares de compostos orgânicos voláteis, compostos orgânicos semi-voláteis, metais e de dioxinas e furanos

também foram realizadas por Barcelar *et al.* (2009a) em amostras de vapores condensados obtidos a partir dos ensaios em laboratório. Os resultados revelaram que dos 61 parâmetros de compostos orgânicos voláteis analisados, quatro estavam presentes em metade das amostras analisadas (no total de quatro análises), sendo eles o Clorofórmio, Benzeno, Tolueno e 4-Metil-2-pentanona. Para as análises de compostos orgânicos semi-voláteis, foram detectados cerca de 14 compostos dos 62 parâmetros analisados, entre eles destaca-se a presença de espécies fenólicas (Fenol, 2-Metilfenol, 3-Metilfenol, 4-Metilfenol, 2,4 Dimetilfenol). Foram detectadas também a presença de dioxinas e furanos e o metal pesado boro. Segundo os autores as análises de dioxinas e furanos apresentaram concentrações médias de $27,7 \text{ pg.L}^{-1}$ e $6,0 \text{ pg.L}^{-1}$ para dioxinas e furanos respectivamente, cujo somatório foi de 68 vezes superior ao limite máximo (equivalente a $0,50 \text{ pg.L}^{-1}$) estabelecido pela Resolução CONAMA 316/2002, que dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos.

Os estudos apresentados neste item podem ser considerados as primeiras iniciativas ao desenvolvimento e aperfeiçoamento do processo evaporação de lixiviado no Brasil. Fica evidente, portanto, a necessidade de avançar no entendimento do processo e nos aspectos ambientais relativos às emissões atmosféricas passíveis de ocorrer com a evaporação deste complexo resíduo líquido. No Brasil já existem plantas de evaporação de lixiviado em operação, sendo este um mercado em crescimento não só no Brasil, mas em outros países.

3.2.5 Plantas de evaporação de lixiviado operadas em escala real no Brasil

Alguns aterros sanitários no Brasil já utilizam o processo de evaporação para tratar/reduzir o volume de lixiviado, porém as informações relativas ao monitoramento e avaliação da eficiência do processo não são reveladas, dificultando assim, um estudo mais profundo a respeito destes sistemas.

A primeira planta de evaporação de lixiviado no Brasil foi instalada no aterro sanitário de Tremembé – SP, em março do ano de 2001, operado na época pela empresa Onyx/Sasa (Figura 12). O evaporador de fabricação da *Organic Waste Technologies, Inc.* (OWT) tem capacidade de evaporar $19 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de lixiviado. O sistema opera em conjunto com um queimador (*flare*). O gás do aterro é succionado por um ventilador e direcionado para um sistema de condensação por

impactação para retirada das gotículas de água, em seguida é encaminhado para ser queimado no evaporador e o restante para ser queimado no *flare*. O vaso de evaporação é dotado de controle de nível e controle de temperatura no líquido (80 a 90 °C), nos gases de evaporação (70 a 80 °C) e nos gases de combustão (400 °C) do queimador no interior do evaporador. O vaso de evaporação possui um sistema de segurança, com uma válvula de escape que impede um aumento de pressão dentro do vaso. O próprio *flare* provoca uma diferença de pressão no vaso de evaporação, fazendo com que este opere em pressões negativas.



Fonte: SASA/VEÓLIA (2007)

Figura 12 Evaporador de lixiviado instalado no aterro sanitário de Tremembé-SP

O *flare* possui três termopares instalados da base ao topo para controlar a temperatura na faixa mínima de 1.500 a 1.800 °C, visando garantir a oxidação completa dos poluentes presentes nos gases de evaporação, os quais passam por um filtro (*demister*), antes de serem conduzidos para o *flare*.

Outra planta de evaporação de lixiviado está instalada na Central de Tratamento de Resíduos de Nova Iguaçu – RJ. Este sistema

denominado *EvapClean*, modelo EV HP 2000 foi totalmente desenvolvido no Brasil por meio de uma parceria entre a USP São Carlos, e as empresas S.A. Paulista e Simular Tecnologias (Figura 13). Os dois equipamentos de evaporação instalados possuem capacidade de evaporar cerca $2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ cada. O processo de captação do biogás no aterro é feito através de drenos e o biogás é conduzido por tubulações de PEAD (Polietileno de Alta Densidade) até dois *manifolds* e, então, succionado para o conjunto dos evaporadores. Os evaporadores são constituídos por: (a) soprador de ar de combustão; (b) tubo de combustão; (c) câmara de vaporização; (d) sistema de exaustão e; (e) sistema de descarga de sólidos. O equipamento assegura a evaporação do lixiviado e a sedimentação de sólidos no interior da câmara de evaporação, constituindo-se em um lodo, que é posteriormente destinado no aterro sanitário da própria Central de Tratamento. Os vapores gerados no processo de evaporação passam por um filtro (*Demister Pad*) antes de serem lançados para a atmosfera.



Fonte: NOVAGERAR (2008)

Figura 13 Evaporador de lixiviado instalado na CTR Nova Iguaçu – RJ.

O monitoramento desses vapores é realizado periodicamente e os resultados encaminhados para o órgão estadual de meio ambiente.

Outro sistema de evaporação de lixiviado está instalado no aterro sanitário de São Leopoldo – RS (Figura 14). O evaporador móvel instalado possui capacidade de evaporar $1,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, com consumo de biogás (50% CH_4) da ordem de $168 \text{ Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. A operação deste sistema foi iniciada em Outubro de 2007.



Fonte: SOLVÍ (2008)

Figura 14 Evaporador móvel de lixiviado instalado no Aterro Sanitário de São Leopoldo – RS.

O evaporador móvel foi projetado para operar com dois tipos de combustíveis: a) biogás e; (b) gás natural. No caso de operação com biogás de aterro sanitário, o evaporador é equipado com um *deminster* e um condensador, visando reduzir o teor de umidade e a presença de material particulado na câmara de combustão. Ventiladores centrífugos são utilizados para transportar o biogás do aterro sanitário para a câmara de combustão, garantindo a vazão necessária de biogás para o aquecimento do lixiviado. A tecnologia empregada no sistema de evaporação é de combustão submersa a baixa temperatura.

O processo de combustão é iniciado por um sistema piloto automático com detector de chama e os gases da queima são conduzidos

para o vaso de evaporação por um tubo horizontal provido de ranhuras, o qual fica submerso no lixiviado. Quando os gases passam através das ranhuras, ocorre uma turbulência no líquido e, na interface das bolhas formadas pelo gás quente, acontece uma rápida e eficiente transferência de energia. A energia térmica permite aquecer o lixiviado até a temperatura de 80 °C, sem atingir o ponto de ebulição. Para reduzir a formação de espumas no vaso evaporador, foi concebido um sistema de *spray* de lixiviado frio, que cria uma cortina de líquido e destrói a espuma. O vaso evaporador possui um sistema de controle de nível, que controla os níveis máximos e mínimos de lixiviado durante o processo de evaporação.

A retirada do lodo de fundo do vaso evaporador é realizada por meio de bomba tipo parafuso helicoidal. A saída dos gases no vaso evaporador foi projetada para manter a velocidade reduzida dos gases, além disso, o sistema é equipado com eliminador de gotas para evitar arraste de vapores condensados para a atmosfera. Segundo empresa o custo de operação do sistema durante o ano de 2008, ficou em torno de R\$ 18,00 por m³ de lixiviado evaporado.

Observa-se que no Brasil o uso do processo de evaporação como alternativa para o tratamento/redução de lixiviado tem aumentado ao longo dos anos, especialmente em virtude da possibilidade de aproveitamento da energia térmica disponível no próprio aterro, bem como a possibilidade de enquadrar o projeto como MDL. Além disso, o crescente rigor da legislação referente ao lançamento de efluentes em corpos receptores tem impulsionado a busca por sistemas alternativos ou complementares aos já existentes para tratamento dos resíduos líquidos gerados em aterros sanitários. Apesar do crescente interesse pelo processo de evaporação de lixiviado no Brasil, estes sistemas precisam ser cuidadosamente projetados e operados, a fim de que não ocorra simplesmente a transferência de poluentes da fase líquida para a gasosa.

3.2.6 Legislação ambiental

Conforme abordado no item anterior, em sistemas de tratamento de lixiviado por evaporação a preocupação ambiental está diretamente relacionada com a qualidade dos gases emitidos para a atmosfera em função do aquecimento do lixiviado. Portanto, algumas considerações serão feitas neste item a respeito da legislação vigente em relação os poluentes atmosféricos, padrões de emissão e padrões de qualidade do ar. Além da legislação aplicada aos poluentes atmosféricos, far-se-á uma rápida consideração dos padrões de lançamento de efluentes, visto que

em função do tipo de evaporador selecionado, efluentes líquidos também poderão ser gerados.

Poluente atmosférico é definido pela Resolução CONAMA n° 03/90 como qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; inconveniente ao bem-estar público; danoso aos materiais, à fauna e flora; prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

A Resolução CONAMA n° 03/90 estabeleceu padrões nacionais de qualidade do ar, anteriormente previstos na Portaria MINTER n° 231/1976, bem como os níveis de qualidade do ar para elaboração do plano de emergência para episódios críticos de poluição do ar (presença de altas concentrações de poluentes na atmosfera em curto período de tempo, resultante da ocorrência de condições meteorológicas desfavoráveis a dispersão). Os padrões foram definidos para alguns dos principais poluentes, tais como, material particulado em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio. A Tabela 8 sintetiza os padrões³ nacionais de qualidade do ar, conforme CONAMA n° 03 de 28/06/90.

Tabela 8 Padrões de qualidade do ar (CONAMA 03/90)

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão Primário $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	Padrão Secundário $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
Partículas totais em suspensão	24 horas ¹	240	150
	MGA ²	80	60
Partículas inaláveis	24 horas ¹	150	150
	MAA ³	50	60
Fumaça	24 horas ¹	150	100
	MAA ³	60	40
Dióxido de enxofre	24 horas ¹	365	100

³ Um padrão de qualidade do ar define legalmente um limite máximo para a concentração de um componente atmosférico que garanta a proteção da saúde e do bem estar das pessoas.

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão Primário $\mu\text{g.m}^{-3}$	Padrão Secundário $\mu\text{g.m}^{-3}$
	MAA ³	80	40
Dióxido de nitrogênio	1 hora ¹	320	190
	MAA ³	100	100
Monóxido de carbono	1 hora ¹	40.000	40.000
		35 ppm	35 ppm
	8 horas ¹	10.000	10.000
		9 ppm	9 ppm
Ozônio	1 hora ¹	160	160

1 – não deve ser excedido mais do que uma vez ao ano; 2 – média geométrica anual; 3 – média aritmética anual.

Fonte: Resolução CONAMA n° 03/90

Os padrões de qualidade do ar são baseados em estudos científicos dos efeitos produzidos por poluentes específicos e são fixados em níveis que possam propiciar uma margem de segurança adequada. São estabelecidos dois tipos de padrões de qualidade do ar, primários e secundários: (a) Padrões Primários da qualidade do ar: são definidos como as concentrações de poluentes que, se ultrapassados, poderão afetar a saúde da população. Podem ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo; (b) Padrões Secundários de qualidade do ar: compreendem as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Podem ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em metas de longo prazo. O objetivo do estabelecimento de padrões secundários é criar uma base para a política de prevenção e degradação da qualidade do ar.

Dando continuidade às estratégias previstas na Resolução CONAMA 03/90 o governo instituiu a Resolução CONAMA 08/90 estabelecendo padrões de emissões para fontes fixas baseados em

processos de combustão externa⁴ que utilizam óleo combustível ou carvão mineral como fonte de combustíveis. Nesta Resolução foram fixados, em nível nacional, limites máximos de emissão de poluentes do ar (padrões de emissão) para processos de combustão externa em fontes novas fixas de poluição com potências nominais totais até 70 MW (setenta megawatts) e superiores. Esta resolução estabelece padrões para os seguintes poluentes: partículas totais e dióxido de enxofre (SO₂), expressos em peso de poluentes por poder calorífico superior do combustível e densidade colorimétrica.

Posteriormente a resolução CONAMA n° 316 do ano de 2002 regulamentou procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos ⁵ e cadáveres, estabelecendo procedimentos operacionais, limites de emissão e critérios de desempenho, controle, tratamento e disposição final de efluentes. Dentre os parâmetros de monitoramento e controle dos efluentes gasosos foram incluídas as Dioxinas e os Furanos: dibenzo-p-dioxinas e dibenzo-p-furanos, expressos em TEQ (total de toxicidade equivalente). A Tabela 9 apresenta os limites máximos de emissão de poluentes para sistemas de tratamento térmico de resíduos.

Mais recentemente o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA lançou a resolução de n° 382/2006 que estabeleceu os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. De acordo com o artigo 1° da Resolução, os limites máximos de emissão são fixados por poluentes e por tipologia de fonte. Os limites máximos de emissão de poluentes (MP, SO_x, NO_x, CO, Enxofre Reduzido Total, Fluoreto Total, Chumbo, Amônia) são definidos nos diferentes anexos da resolução por tipologia de fonte. Segundo o artigo VI desta resolução, órgão ambiental licenciador poderá determinar limites de emissão mais restritivos em áreas onde o gerenciamento da qualidade do ar assim o exigir.

⁴ Entende-se por processo de combustão externa em fontes fixas toda a queima de substâncias combustíveis realizada nos seguintes equipamentos: caldeiras; geradores de vapor; centrais para a geração de energia elétrica; fornos, fornalhas, estufas e secadores para a geração e uso de energia térmica incineradores e gaseificadores.

⁵ Tratamento Térmico: para os fins desta regulamentação é todo e qualquer processo cuja operação seja realizada acima da temperatura mínima de oitocentos graus Celsius.

Tabela 9 Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos (CONAMA 316/02)

Poluente	Limite Máximo de Emissão (LME)*
Material Particulado (MP) total	70 mg/Nm ³
	Classe I: cádmio (Cd); mercúrio (Hg); tálio (Tl)
	0,28 mg/Nm ³
Substâncias Inorgânicas (na forma particulada)	Classe II: arsênio (As); cobalto (Co); níquel (Ni); telúrio (Te); Selênio (Se)
	1,40 mg/Nm ³
	Classe III: antimônio (Sb); chumbo (Pb); cromo (Cr); cianetos (CN); cobre (Cu); estanho (Sn); flúor (F); manganês (Mn); platina (Pt); paládio (Pd); ródio (Rh); vanádio (V)
	7 mg/Nm ³
	SO ₂
	280 mg/Nm ³
	NO ₂
	560 mg/Nm ³
	CO
	100 ppm/Nm ³
Gases	Compostos clorados inorgânicos (até 1,8 kg/h, medidos como cloreto de hidrogênio HCl)
	80 mg/Nm ³
	Compostos fluorados inorgânicos: medidos como fluoreto de hidrogênio HF
	5 mg/Nm ³
	Dioxinas e Furanos: dibenzo-p-dioxinas e dibenzo-p-furanos, expressos em TEQ (total de toxicidade equivalente) da 2,3,7,8 TCDD (tetracloro-dibenzo-para-dioxina)
	50 ng/Nm ³

*LME: Limite Máximo de Emissão: os parâmetros medidos devem ser corrigidos pelo teor de oxigênio, na mistura de gases de combustão, do ponto de descarga, para 7% em base seca.

Além da legislação prevista para poluentes atmosféricos, convém neste item considerar as normas e legislações aplicadas aos padrões de lançamento de efluentes líquidos em corpos receptores. Neste respeito, a legislação nacional a ser respeitada é a Resolução CONAMA de nº 357/2005 que 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. Esta resolução foi

recentemente complementada e alterada pela Resolução CONAMA n° 430/2011, que em seu artigo XVI, parágrafo I passou a incluir os efluentes oriundos dos sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem como sujeitos a atender às condições e padrões de lançamento definidos nesta Resolução. Além desta complementação, alguns novos poluentes tiveram seus limites de emissão estabelecidos, é o caso do Cianeto Total, Cianeto Livre, Cromo Trivalente, Cromo Hexavalente, Benzeno, Estireno, Etilbenzeno, Tolueno e Xileno. A Resolução CONAMA n° 430/2011 em seu artigo 18, ainda torna obrigatória a avaliação ecotoxicológica de efluentes a serem lançados em corpos receptores.

No estado de Santa Catarina a Lei n° 14.675, de 13 de abril de 2009 que institui o Código Estadual do Meio Ambiente, estabelece que tanto os padrões de qualidade do ar, quanto os padrões de lançamento de efluentes deverão obedecer as condições previstas nas normas federais, cabendo ao Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) estabelecer padrões adicionais aos existentes no âmbito federal. Ainda no estado de Santa Catarina a Portaria FATMA n° 017, de 18/04/2002 estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes.

Além da legislação vigente de proteção ao meio ambiente, em uma estação de tratamento de efluentes deverão ser observadas normas referentes à proteção da saúde do trabalhador. Nesse respeito, a Portaria n° 3.214, de 08 de junho de 1978, que aprova as Normas Regulamentadoras (NR) do Capítulo V do Título II da Consolidação das Leis do Trabalho, relativo à Segurança e Medicina do Trabalho, constituiu-se em um instrumento que permite determinar o limite de exposição para cada agente químico. A NR 15, no anexo 11, determina os limites de exposição para cada “agente químico cuja insalubridade é caracterizada por limite de tolerância e inspeção no local de trabalho” tendo por base 48 h. semanais de trabalho. Dessa forma, na discussão dos resultados, será considerado o arcabouço legal que envolve os padrões de emissão de poluentes no ar, os padrões de lançamento de efluentes e limite de exposição para agentes químicos em locais de trabalho.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são descritos os materiais e métodos empregados nesta pesquisa.

4.1 AMOSTRAS DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

As amostras de lixiviado utilizadas neste estudo foram coletadas em pelo menos quatro aterros sanitários localizados num raio de até 300 km de distância da cidade de Florianópolis, capital do estado de Santa Catarina. Neste estudo, os lixiviados foram denominados de A, B, C e D de acordo com a origem do lixiviado:

Lixiviado A – oriundo do aterro sanitário de Canhanduba, o qual está localizado no litoral de Santa Catarina, cerca de 100 km ao norte de Florianópolis. Iniciou sua operação no ano de 2006 e atualmente recebe cerca de 300 T/dia de resíduos sólidos urbanos. As amostras de lixiviado utilizadas neste estudo foram coletadas na entrada do sistema de tratamento, que recebe contribuições de dois lixiviados com características distintas: a) um lixiviado de aterro novo em atividade (< 5 anos) e; b) um lixiviado de uma área de aterro já encerrada (>10 anos);

Lixiviado B – oriundo do aterro sanitário de Biguaçu, cuja localização fica no litoral de Santa Catarina, cerca de 40 km ao norte de Florianópolis. O aterro teve o início da sua operação no ano de 1991 e atualmente recebe 800 T/dia resíduos sólidos;

Lixiviado C – oriundo do aterro sanitário de Laguna, localizado a cerca de 100 km ao sul de Florianópolis, e a 15 km desde a sede do município de Laguna. O aterro entrou em operação em janeiro de 2004, e atualmente recebe cerca de 250 T/dia de resíduos sólidos urbanos;

Lixiviado D – coletado no aterro sanitário de Lages, localizado no distrito de Índios, a 20 quilômetros de distância da cidade de Lages. Implantado no ano de 2006, o aterro sanitário de Lages tem capacidade total de receber 200 T/dia de resíduos sólidos urbanos.

4.2 MÉTODOS ANALÍTICOS PARA ANÁLISES AMBIENTAIS

Os procedimentos de coleta, preservação e análises físico-químicas foram realizados segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). A Tabela 10 apresenta os métodos e os equipamentos empregados nesta pesquisa

para a caracterização das amostras de lixiviado bruto e efluentes do processo de evaporação (condensados e concentrados).

Tabela 10 Métodos analíticos para determinação das análises físico-químicas em amostras de lixiviado bruto, condensados e concentrados

Parâmetro	Método Analítico	Equipamento Utilizado
pH*	Eletrômetro	pHmetro ALFAKIT/AT-310
DQO (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico, Refluxo Fechado	Espectrofotômetro HATCH/DR-4000U
COT (mg.L ⁻¹)	Por Combustão	TOC-V SHIMADZU/CPH
NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Microdestilação Kjeldahl	Destilador VELP/UDK-132
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	Potenciométrico	Analizador de íons seletivos ORION/720A+
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	Potenciométrico	Condutivímetro LUTRON/CD-4303
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Potenciométrico	pHmetro ALFAKIT/AT-310
ST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220
SFT (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220
SVT (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220
SDT (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220
SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220

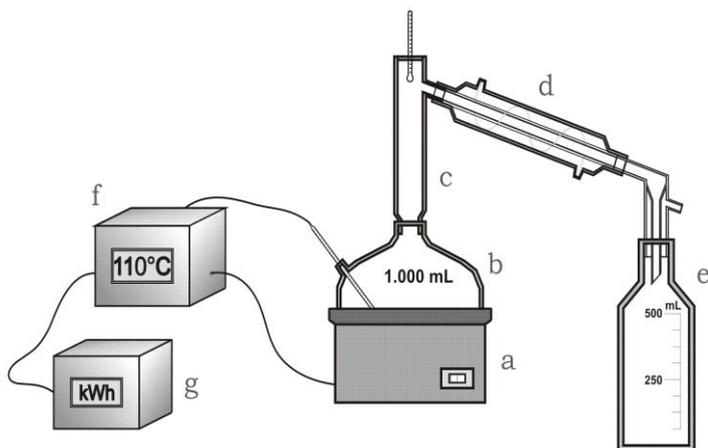
* Adimensional

4.3 SISTEMA EXPERIMENTAL PARA EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO A PRESSÃO ATMOSFÉRICA

O aparato utilizado para realização dos experimentos de evaporação a pressão atmosférica foi constituído de: (a) uma manta aquecedora, marca Fisatom Modelo-202; (b) um balão para destilação com três bocas curtas angulares, fundo redondo e capacidade para 2.000

mL; (c) uma coluna de destilação lisa, 28 cm de comprimento; (d) um condensador de Liebig tipo liso, duas juntas, 30 cm de comprimento e capacidade para 300 mL de água corrente e resfriada; e (e) um frasco coletor de gás adaptado, tipo dreschel, para armazenamento do condensado, capacidade para 500 mL, graduado em intervalos de 5 mL; e (f) um controlador de temperatura digital marca DIST Modelo DI-530, com termômetro digital acoplado para ajuste; legibilidade de 1 °C.

No topo da coluna de destilação foi fixado um termômetro de escala decimal e enchimento a Hg. O bulbo deste termômetro permaneceu no centro da coluna no nível da entrada dos vapores no condensador. Para todos os ensaios a temperatura média da água de resfriamento no condensador ficou em torno de 25 °C o fluxo foi fixado em 500 mL.min⁻¹. A representação esquemática deste aparato experimental é apresentada na Figura 15.

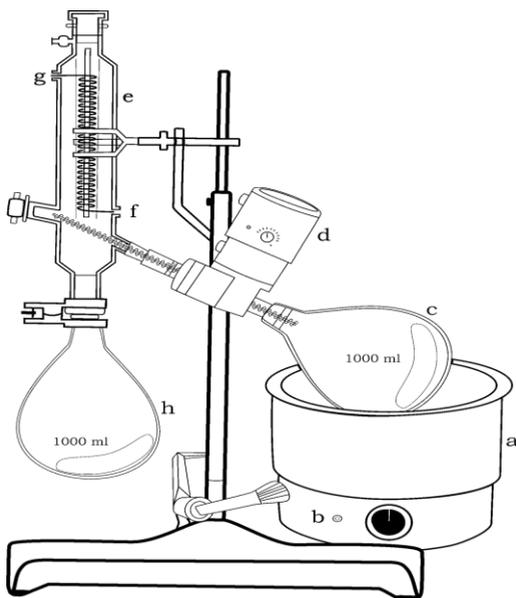


Legenda: (a) manta aquecedora; (b) balão de destilação; (c) coluna de destilação; (d) condensador; (e) frasco armazenador para o condensado; (f) controlador de temperatura; e (g) medidor de consumo de energia.

Figura 15 Representação esquemática do aparato experimental utilizado para evaporação atmosférica

4.4 SISTEMA EXPERIMENTAL PARA EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADO A PRESSÕES REDUZIDAS

O equipamento utilizado para realização dos experimentos em condições de pressões reduzidas (vácuo) foi um evaporador rotativo modelo 801 de marca Fisatom, o qual foi acoplado a uma bomba a vácuo com paletas (tipo centrífuga), Modelo 820 Fisatom. A capacidade volumétrica do balão de evaporação utilizado no experimento foi de 1.000 mL. A representação esquemática deste equipamento pode ser visualizada na Figura 16. Nos experimentos realizados em condições de vácuo o volume inicial de lixiviado bruto introduzido no balão foi de 450 mL, ou seja, 45% da capacidade volumétrica do balão (1.000 mL). A rotação do frasco contendo lixiviado foi ajustada para 20 rpm e a água de resfriamento na coluna de destilação variou de 25 a 30 °C.



Legenda: (a) banho aquecimento; (b) controlador de temperatura; (c) balão de evaporação; (d) motor rotativo; (e) condensador; (f) entrada água resfriamento; (g) saída água de resfriamento; (h) frasco armazenador do efluente condensado.

Figura 16 Representação esquemática do evaporador rotativo utilizado para evaporação a vácuo

4.5 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

Para realização da pesquisa foram definidas quatro etapas experimentais conforme pode ser visualizado na Figura 17.

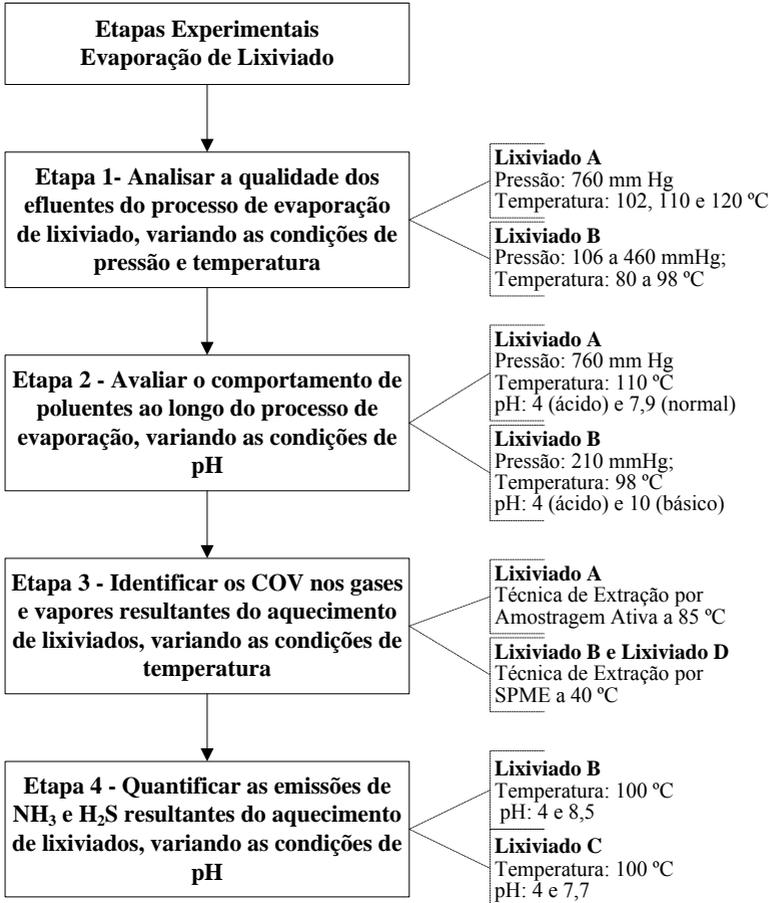


Figura 17 Fluxograma geral das etapas experimentais desenvolvidas na pesquisa

A seguir descreve-se de forma detalhada cada uma das etapas experimentais realizadas, bem como os equipamentos e lixiviados utilizados em cada experimento.

4.5.1 Primeira etapa - avaliação da qualidade dos efluentes do processo evaporação

A primeira etapa consistiu em avaliar a qualidade dos efluentes (condensado e concentrado) resultantes do processo de evaporação de lixiviado simulando diferentes condições de pressão e temperatura (Figura 18).

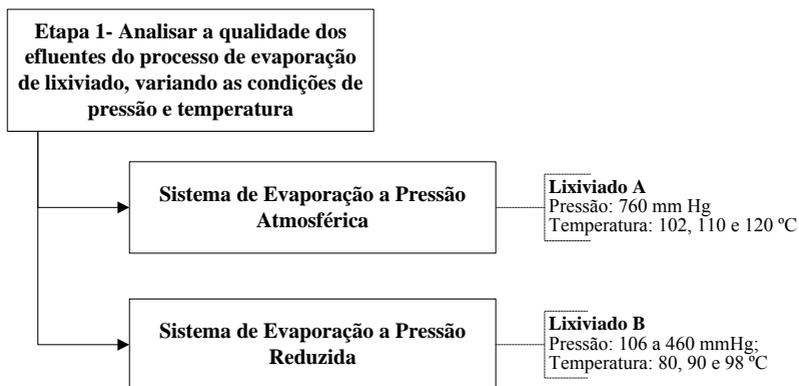


Figura 18 Fluxograma primeira etapa de experimentos – avaliação da qualidade dos efluentes (condensados e concentrados)

Os experimentos realizados tiveram como objetivo verificar a influência da variação de temperatura e pressão na qualidade dos efluentes (condensado e concentrado). Nestes experimentos não foi alterado o pH dos lixiviados. Em condições de pressão atmosférica, foi fixado como parâmetro, o volume a ser evaporado, neste caso de 500 mL, ou seja, 50% do volume inicial do lixiviado bruto (1.000 mL). As temperaturas avaliadas nesta etapa foram de 102 °C, 110 °C e 120 °C, ± 2 °C. Para a realização desta etapa utilizou-se o *Lixiviado A*, oriundo do aterro sanitário de Canhanduba, cujo pH se manteve em torno de 7,9 e o mesmo não foi alterado para realização do experimento. Para cada uma das temperaturas realizou-se 3 ensaios de evaporação, totalizando 9 ensaios.

Em condições de pressões reduzidas foram conduzidos 10 experimentos, ou seja, para cada uma das três temperaturas fixadas (80,

90 e 98 °C, ± 2 °C), foram avaliadas pelo menos duas condições de pressões em cada temperatura. Para a temperatura de 80 °C, as pressões definidas foram de 160 e 210 mmHg, enquanto que para a temperatura de 90 °C, as pressões foram de 210 e 260 mmHg. Na temperatura de 98 °C foram avaliadas quatro diferentes condições de pressões: 210, 260, 360 e 460 mmHg. Fixou-se o tempo de evaporação de 180 min, em vez de o volume evaporado, como limite para encerramento do ensaio. Utilizou-se o *lixiviado B*, oriundo do aterro sanitário de Biguaçu, sendo que o pH do lixiviado não foi alterado, o qual se manteve em torno de 8,5.

Os dados obtidos nesta etapa permitiram a construção de um balanço de massa para os principais poluentes analisados nos efluentes condensados e concentrados. Os cálculos realizados para a construção do balanço de massa são apresentados na sequência:

$$M_{lb}(\text{mg}) = (V_{lb} \cdot C_{lb}) \quad (1)$$

$$M_{cd}(\%) = \frac{(V_{cd} \cdot C_{cd})}{(M_{lb})} \cdot 100 \quad (2)$$

$$M_{ct}(\%) = \frac{(V_{ct} \cdot C_{ct})}{(M_{lb})} \cdot 100 \quad (3)$$

Onde:

M_{lb} : Massa do lixiviado bruto (mg)

V_{lb} : Volume inicial do lixiviado bruto (L)

C_{lb} : Concentração do poluente no lixiviado bruto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

M_{cd} : Percentual em massa do poluente no condensado (%)

V_{cd} : Volume total do condensado coletado (L)

C_{cd} : Concentração do poluente no condensado ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

M_{ct} : Percentual em massa do poluente no concentrado (%)

V_{ct} : Volume remanescente no concentrado (L)

C_{ct} : Concentração do poluente no concentrado ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

4.5.2 Segunda etapa – comportamento de poluentes ao longo do processo de evaporação

A segunda etapa teve como objetivo avaliar o comportamento de poluentes ao longo do processo de evaporação. Para isto, definiu-se um valor fixo para temperatura e pressão e avaliou-se o comportamento de poluentes em duas condições de pH. Nesta etapa, somente algumas análises ambientais foram realizadas nos efluentes condensados e concentrados, em virtude do limitado volume de amostra, entre os parâmetros analisados estão a DQO, NH_3 , Cl^- e ST. As condições de temperatura, pressão e pH empregadas nesta etapa podem ser visualizadas na Figura 19.

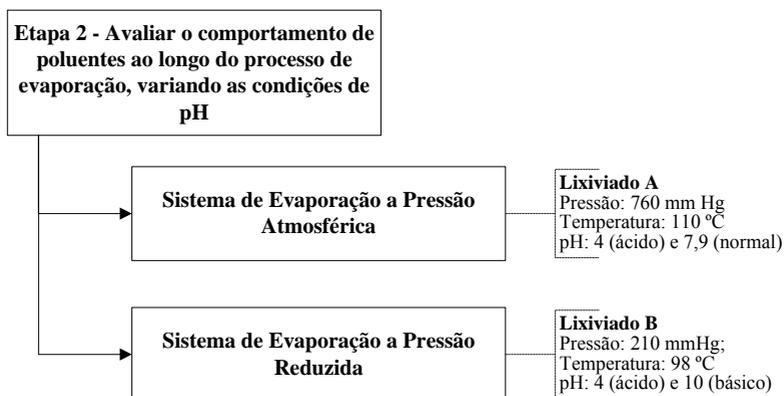


Figura 19 Fluxograma segunda etapa de experimentos – comportamento de poluentes ao longo do processo de evaporação

Nos experimentos realizados em condições de pressão atmosférica utilizou-se o *Lixiviado A*, oriundo do aterro sanitário de Canhanduba para conduzir os experimentos. Nesta etapa do experimento fixou-se a temperatura de $110\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$ e pressão (760 mmHg) e variou-se o pH da amostra de lixiviado. Ao todo foram realizados 18 experimentos, sendo 9 em pH normal do lixiviado bruto (~ 7.9) e 9 com ajuste de pH para 4 com H_2SO_4 .

A coleta das frações condensadas e concentradas ocorreu em função do volume evaporado. Para os condensados, a retirada das amostras foi realizada sequencialmente quando um volume de 10%, 25%, 50%, 75% e 95% da amostra inicial haviam sido

evaporadas/condensadas. Enquanto, para os concentrados, as amostras foram retiradas sempre ao final dos ensaios. Para facilitar a apresentação dos resultados foram definidos os seguintes parâmetros: (a) % de volume evaporado; (b) % massa de poluente.

$$(\%) \text{ Volume Evaporado} = \frac{\sum V_e}{V_i} \cdot 100 \quad (4)$$

$$(\%) \text{ Massa de Poluente} = \frac{\sum (V_c \cdot C_c)}{(V_i \cdot C_i)} \cdot 100 \quad (5)$$

Onde:

Ve: Volume evaporado (L)

Vi: Volume inicial de amostra de lixiviado (L)

Cc: Concentração do poluente no condensado ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Ci: Concentração inicial do poluente no lixiviado ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Em função do reduzido volume de amostra em cada razão de evaporação, somente algumas análises físicas e químicas foram realizadas. Para o condensado, analisou-se DQO, NH_3 e Cl^- e para o concentrado remanescente analisou-se também a série de sólidos (ST, SFT e SVT).

Nos experimentos realizados em baixas pressões (a vácuo) utilizou-se amostras do *Lixiviado B*, oriundo do aterro sanitário de Biguacu. Neste experimento adotou-se a temperatura $98 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ e pressão 210 mmHg, pois na primeira etapa esta combinação de temperatura e pressão foi a que produziu maior volume de evaporado/condensado. A seleção da temperatura e pressão para este experimento foi em função da necessidade de obter uma quantidade suficiente de amostra de lixiviado condensado para a realização das análises físico-químicas. Duas condições de pH foram avaliadas, sendo uma realizada em pH ácido (4) e outra em pH básico (10). O ajuste de pH foi feito com o auxílio dos reagentes H_2SO_4 (Ácido Sulfúrico) 2M, e NaOH (Hidróxido de Sódio). As amostras de evaporado/condensado foram coletadas em intervalos de 15 min e submetidas a análises de DQO e NH_3 .

4.5.3 Terceira etapa – identificação dos COV nos gases e vapores resultantes do aquecimento de lixiviados

A terceira etapa teve como objetivo identificar os COV passíveis de serem transferidos para a fase gasosa em função do aquecimento do lixiviado em diferentes temperaturas. Para essa análise foi necessário utilizar dois métodos distintos de extração de COV: (a) Microextração em Fase Sólida (SPME - *Solid Phase Microextraction*); (b) Amostragem Ativa em Sólido Adsorvente.

A técnica de Microextração em Fase Sólida (SPME) foi escolhida para identificação dos COV nos gases e vapores obtidos em processos de evaporação realizados em temperaturas inferiores a 60 °C, uma vez que a fibra utilizada na adsorção não suporta temperaturas acima deste valor. Já a técnica de Amostragem Ativa em Sólido Adsorvente foi empregada na identificação de COV nos gases e vapores obtidos a temperaturas acima de 60 °C. Portanto, neste estudo as duas técnicas se complementam, permitindo uma avaliação mais ampla dos possíveis Compostos Orgânicos Voláteis passíveis de serem transferidos para a fase gasosa pelo aquecimento do lixiviado. A Figura 20 apresenta o fluxograma dos testes realizados nesta etapa experimental para identificação dos COV nos gases e vapores, oriundos do aquecimento de lixiviado.

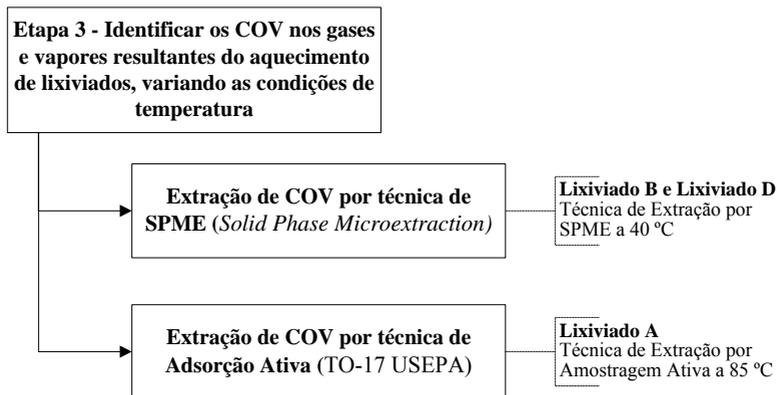


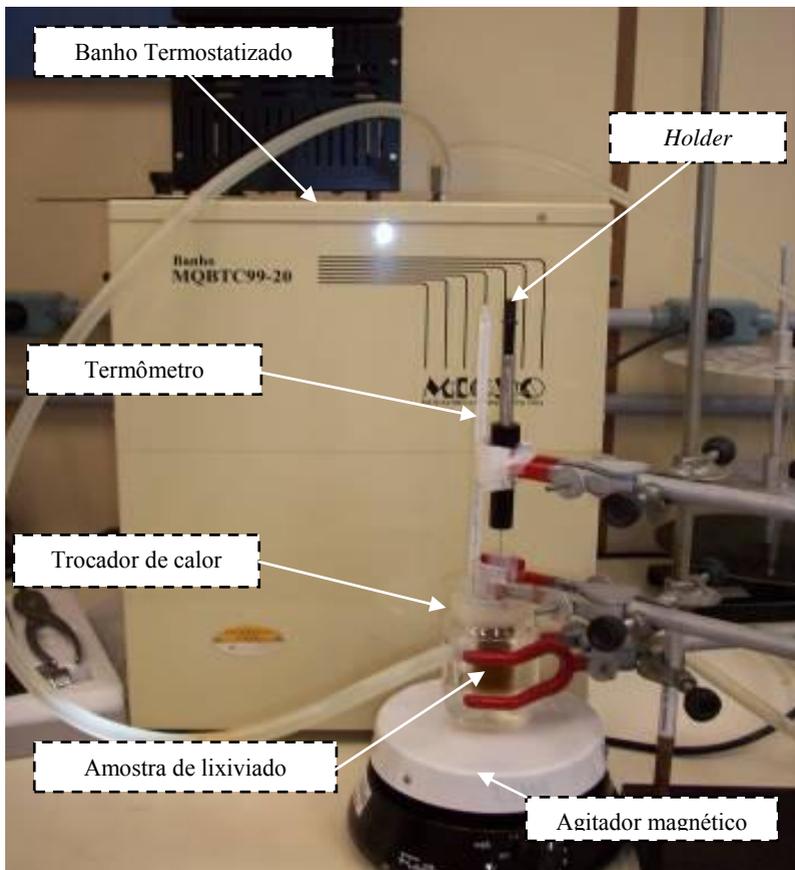
Figura 20 Fluxograma terceira etapa de experimentos – identificação de COV (gases e vapores) oriundos do aquecimento de lixiviados.

4.5.3.1 Extração de COV pela técnica de Microextração em Fase Sólida (SPME)

A microextração em fase sólida (SPME) é uma técnica moderna desenvolvida por Arthur e Pawliszyn no final da década de 80. Neste procedimento é empregada uma fibra de sílica fundida, recoberta com um filme fino de um polímero (polidimetilsiloxano, poliacrilato ou carbowax) ou de um desorvente sólido (carvão ativado microparticulado). Esta fibra, que é uma fase extratora, é acondicionada dentro da agulha de uma microseringa, para a extração dos analitos (QUEIROZ, 2001 apud STRELAU, 2006). A tecnologia de extração de analitos por SPME tem por princípio a adsorção de compostos presentes na amostra através de um fino filme sorvente, o qual recobre uma fibra de sílica fundida. A fibra é injetada na amostra com auxílio de um equipamento chamado “holder”. A extração dos COV é realizada em contato com a amostra ou em seu espaço confinante (*headspace*). Para a realização das análises utilizou-se a metodologia aplicada por Strelau (2006) no qual a fibra de sílica fundida (polidimetilsiloxano) foi injetada no interior do frasco de vidro contendo 10 ml da amostra.

Buscando a otimização da extração dos COV introduziu-se nas amostras de lixiviado cloreto de sódio (NaCl), aumentando a carga iônica das mesmas, provocando uma maior liberação dos compostos orgânicos. Posteriormente, o frasco foi lacrado com batoque e septo composto pelos materiais teflon e silicone. Na etapa de adsorção dos compostos, a fibra permaneceu exposta no modo *headspace* durante uma hora. Foram realizadas extrações em diferentes temperaturas (30, 40, 50 e 60 °C). Para manter a temperatura da amostra constante, utilizou-se um banho termostatizado da marca Microquimica, modelo Banho MQBTC99-20.

A amostra permaneceu em “banho maria” no interior de um trocador de calor, onde a água proveniente do banho termostatizado esteve em constante circulação. A temperatura do “banho maria” foi controlada através de um termômetro acoplado à aparelhagem. Para realizar uma constante homogeneização do lixiviado, foi inserido em cada frasco uma pequena barra magnética, controlada por um agitador magnético da marca Fisaton, modelo 752. A Figura 21 apresenta os equipamentos e o aparato experimental utilizado nesta etapa da pesquisa. Neste experimento foram realizadas extrações dos COV em duas amostras de lixiviados (*Lixiviado B e Lixiviado D*).



Fonte: Burigo (2008)

Figura 21 Aparato experimental utilizado no processo de extração dos COV das amostras de lixiviado

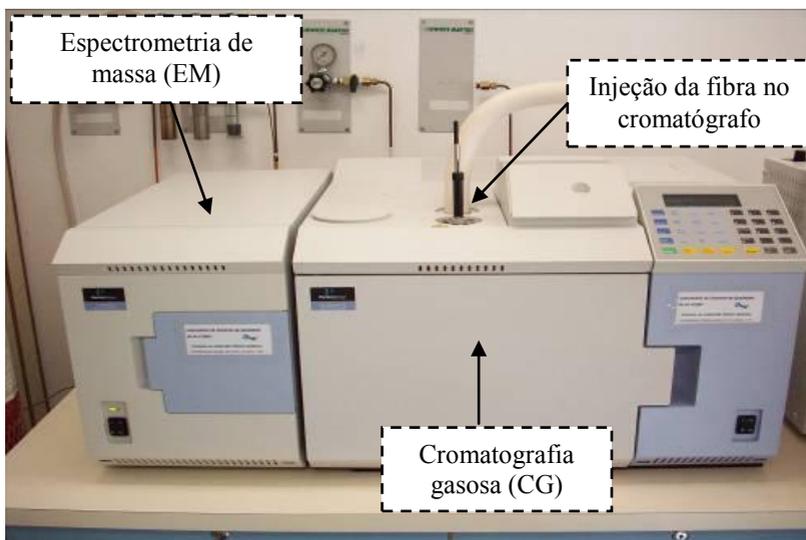
Após a fase de extração, a fibra foi inserida diretamente no injetor do Cromatógrafo Gasoso, para dessorção. O tempo de dessorção foi de 5 minutos. Utilizou-se como gás de arraste o gás hélio ultra-puro, com fluxo constante de $1,5 \text{ mL min}^{-1}$. Usou-se a temperatura inicial de $50 \text{ }^\circ\text{C}$, rampa de aquecimento de $5 \text{ }^\circ\text{C}$ por minuto até $300 \text{ }^\circ\text{C}$, isoterma de 10 minutos, injetor 250° e detector 300° , *splitless* de 5 minutos, sendo que a coluna cromatográfica utilizada foi a Ciola-5MS (composta de 5% fenil em dimetilpolisiloxano) de 30 metros de comprimento, $0,25 \text{ mm}$ de diâmetro externo e $0,25 \text{ }\mu\text{m}$ de espessura do filme. O tempo de

realização da corrida das análises foi de 60 minutos. A Tabela 11 resume as condições de operação da corrida cromatográfica.

Tabela 11 Condição de análise no sistema de CG/EM para identificação dos compostos orgânicos voláteis pela técnica SPME

Parâmetros	Valores
Temperatura do injetor	280°C
Temperatura da interface	250 °C
Temperatura inicial	50 °C (4 min)
Rampa de aquecimento	5 °C /min
Temperatura final 1	250 °C
Rampa de aquecimento 2	10 °C /min
Temperatura final 2	310 °C
Tempo final isoterma	10 min

As análises foram realizadas no Laboratório de Controle e Qualidade do Ar (LCQAr), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. O Cromatógrafo Gasoso utilizado nas análises era da marca Perkin Elmer, modelo Autosystem XL e espectrômetro de massas da marca Perkin Elmer, modelo Turbo Mass (Figura 22). Após a obtenção dos espectros, os compostos foram identificados via biblioteca NIST do aparelho.



Fonte: Burigo (2008)

Figura 22 Injeção da amostra no Cromatógrafo gasoso da Perkin Elmer

4.5.3.2 Extração de COV por Amostragem Ativa em Sólido Adsorvente

No segundo experimento para identificação de COV em gases oriundos do aquecimento de lixiviado, utilizou-se a técnica de amostragem ativa em sólido adsorvente, recomendada pela metodologia TO-17 da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1997). Para coleta dos gases e vapores oriundos da evaporação de lixiviado utilizou-se o sistema experimental de evaporação a pressão atmosférica (Figura 15), onde foi conectada uma mangueira na saída da coluna de destilação, seguida por um cartucho adsorvente e bomba a vácuo. A coleta foi realizada com o auxílio de uma bomba a vácuo da marca *Universal Pumps* PCXR8; e um leitor de vazão *Drycal Defender*.

Neste experimento foram realizadas duas coletas de gases resultantes do aquecimento do *lixiviado A*, oriundo do aterro sanitário de Canhanduba. Os cartuchos utilizados foram do tipo multiadsorventes, preenchidos com dois tipos de materiais adsorventes (100 mg de CarbotrapTM e 100 mg de Tenax TATM) no mesmo tubo e separados por lâ de vidro. A combinação destes dois materiais adsorventes em um único cartucho teve como objetivo garantir uma ampla faixa de coleta de compostos orgânicos voláteis nos evaporados do lixiviado, uma vez que,

não se tinha conhecimento da faixa da cadeia carbônica que poderia estar presente no lixiviado.

A temperatura de $85\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ foi fixada neste experimento, no intuito de ampliar o número de espécies orgânicas voláteis desprendidas da massa líquida, com o mínimo possível de vapor de água, visto que os vapores de água interferem negativamente na coleta dos compostos orgânicos por cartuchos adsorventes. Os volumes de amostra coletados foram obtidos através da fixação do tempo de coleta e do controle da vazão de sucção da bomba (Tabela 12). A vazão da bomba foi controlada através da utilização de um leitor automático de vazão da marca *Drycal Defender*.

Tabela 12 Volumes de gases coletados em amostra do Lixiviado A.

Parâmetro	Amostra (1)	Amostra (2)
Tempo (min)	2	5
Vazão ($\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$)	105,8	108,7
Volume (mL)	211,6	543,5

Após o procedimento de coleta, os COV adsorvidos nos cartuchos, foram submetidos aos processos de dessorção térmica, separação cromatográfica e identificação dos compostos através da espectrometria de massas. As análises foram realizadas no Laboratório de Controle e Qualidade do Ar (LCQAr), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. As condições de análise no sistema CG/EM são apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13 Condição de análise no sistema de CG/EM para identificação dos compostos orgânicos voláteis pela técnica Amostragem Ativa em Sólido Adsorvente

Parâmetros	Valores
Temperatura Inicial	30° C (mantida por 4 min.)
Rampa de Aquecimento 1	2,5° C/ min
Temperatura Final 1	90° C (mantida por 3 min)
Rampa de Aquecimento 2	10° C/ min
Temperatura Final 2	120° C
Fluxo do gás de arraste (He)	1,78 mL/min

Os equipamentos utilizados neste procedimento foram: Dessorção Térmica Automática (ATD) modelo TURBOMATRIX, Cromatógrafo Gasoso (CG) modelo AUTOSYSTEM XL e; Espectrômetro de Massas (EM) modelo TURBO MASS (Figura 22) todos da marca Perkin Elmer. A Coluna Capilar utilizada foi do Tipo Elite-1, comprimento total de 60 metros, diâmetro interno de 0,25 mm e espessura de fase estacionária de 0,25 μ m.

A biblioteca NIST do software acoplado ao CG/EM, relacionou esses cátions com os compostos que eles representam, fazendo dessa forma a identificação. Os parâmetros utilizados na detecção dos compostos foram: *Mass range (m/z) = 33-350 (full scan, ou seja, varredura completa dos compostos)*. Tempo de aquisição: 40 min.

4.5.4 Quarta etapa – quantificação das emissões de NH₃ e H₂S nos gases e vapores resultantes do aquecimento de lixiviado

A quarta etapa consistiu em coletar os gases e vapores produzidos para verificar as emissões de Nitrogênio Amoniacal e Sulfeto de Hidrogênio em função do aquecimento do lixiviado a temperatura de 100 °C, variando o pH (Figura 23). Nesta etapa do experimento foi avaliado dois lixiviados, sendo um de aterro mais novo (*Lixiviado C*), e outro de um aterro mais antigo (*Lixiviado B*).

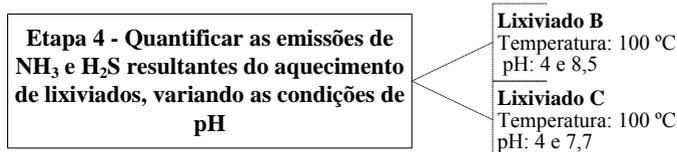


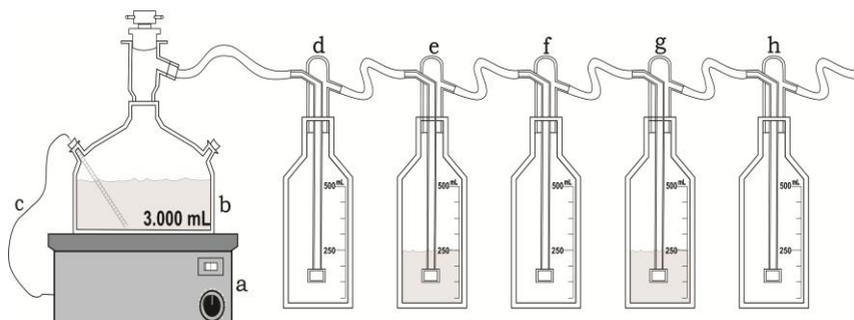
Figura 23 Fluxograma quarta etapa de experimentos – análise de emissões de NH₃ e H₂S.

Para a coleta e análise de NH₃ e H₂S utilizaram-se soluções absorventes de: (a) ácido clorídrico (HCl 0,1 M) para prender moléculas de nitrogênio amoniacal; e (b) Cloreto de Mercúrio (HgCl₂ a 4.g.L⁻¹) para capturar o sulfeto de hidrogênio. A determinação da análise de emissões destes dois compostos foi em função de estes foram reportados na literatura como presentes em concentrações importantes nos vapores de lixiviados de aterros sanitários.

Para realização dos experimentos, utilizou-se um aparato experimental para aquecimento do lixiviado em temperatura controlada

de 100 °C. Em cada ensaio foi realizada a coleta dos gases com o auxílio de uma bomba a vácuo, com fluxo controlado (120 L.h^{-1}) durante um período de duas horas (120 min). A coleta do H_2S e do NH_3 foi realizada pelo método de absorção, onde uma solução de Cloreto de Mercúrio (HgCl_2 4 g.L^{-1}) foi usada para capturar o sulfeto de hidrogênio, e uma solução de ácido clorídrico (HCl $0,1 \text{ M}$) para captura da amônia.

A Figura 24 apresenta o aparato experimental utilizado para coleta dos gases de evaporação: Um balão volumétrico (3 L) em vidro com 3 aberturas superiores (entrada lixiviado, saída de gases, termômetro), contendo 1.500 mL de lixiviado, colocado sobre uma chapa elétrica com termostado ajustado para a temperatura de 100 °C. Assim que o lixiviado atingia a temperatura de 100 °C a bomba a vácuo era acionada para conduzir os gases gerados para os frascos coletores tipo dreschel conectados em série contendo as soluções absorventes.



Legenda: (a) chapa de aquecimento; (b) balão de evaporação; (c) termostato e controlador de temperatura; (d) frasco dreschel vazio; (e) frasco dreschel com 250 mL de HCl $0,1 \text{ M}$; (f) frasco dreschel vazio; (g) frasco dreschel com 250 mL HgCl_2 (4 g.L^{-1}); (h) frasco dreschel vazio e saída para bomba a vácuo.

Figura 24 Aparato experimental para coleta dos gases de NH_3 e H_2S

O primeiro frasco teve função de impedir por impactação que os vapores de água fossem arrastados juntamente com os gases e os frascos vazios foram intercalados entre as soluções absorventes a fim de impedir possíveis contaminações pelo refluxo das soluções no momento de desligamento da bomba de sucção. Antes de cada experimento a bomba a vácuo teve seu fluxo calibrado, com um bolhômetro digital para uma vazão de 120 L.h^{-1} . Nesta etapa do experimento foram realizados 25 experimentos nos quais foram avaliados dois tipos

lixiviados, um de aterro considerado velho (*Lixiviado B*) e o outro de aterro jovem (*Lixiviado C*), além observar os efeitos do ajuste de pH para nível 4 nos dois lixiviados. Foram realizados 17 ensaios para o *lixiviado B* e 8 para o *Lixiviado C*. O ajuste de pH para 4 antes de cada experimento foi efetuado com adição de HCl 2M. Para as análises das concentrações de H₂S na solução de HgCl₂, utilizou a metodologia proposta por Maris & Laplanche (1994), baseada no princípio de precipitação dos compostos de enxofre na forma de sulfetos e quantificação por gravimetria, utilizando membrana de acetato com porosidade de 0,45 µm previamente seca em estufa a 105 °C entre 14 a 16 horas. A equação 6 foi utilizada para cálculo da concentração de H₂S nos gases evaporados.

$$C_{\text{H}_2\text{S}} (\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}) = \frac{m (\text{mg}) \cdot 32 (\text{g} \cdot \text{mol}^{-1})}{326 (\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}) \cdot V (\text{m}^3)} \quad (6)$$

Sendo:

C: concentração de H₂S (mg.m⁻³);

m: massa do precipitado obtido em 250 ml de HgCl₂ (4g.L⁻¹);

V: volume do gás que passou na solução de cloreto de mercúrio;

32: massa molecular do enxofre;

326: massa do precipitado sulfeto de mercúrio (HgS) por mol de cloreto de mercúrio.

Para as análises da concentração de nitrogênio amoniacal na solução absorvente de HCl 0,1 M, utilizou-se a metodologia 4500-NH₃, Método Titulométrico descrita no *Standard Methods* (APHA, 2005), que consiste na destilação e posterior titulação com H₂SO₄. A equação 7 mostra a fórmula para determinação da concentração de NH₃.

$$C_{\text{NH}_3} (\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}) = \frac{m (\text{mg})}{V (\text{m}^3)} \quad (7)$$

Sendo:

C: concentração de NH₃ (mg.m⁻³);

m: massa de amônia obtida em 250 mL de HCl 0,1 N;

V: volume de gás que passou na solução de ácido clorídrico.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos nos diversos experimentos realizados em escala de laboratório, bem como a caracterização dos lixiviados utilizados no desenvolvimento deste trabalho.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS ESTUDADOS

Os resultados da caracterização das amostras dos lixiviados *A*, *B*, *C* e *D* são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 Caracterização dos lixiviados brutos (*A*, *B*, *C* e *D*)

Parâmetros	Lixiviado A ^o		Lixiviado B ^{oo}		Lixiviado C ^{ooo}	Lixiviado D ^{ooo}
	Média	σ	Média	σ	Média	Média
pH	7,9	0,09	8,5	0,33	7,7	7,2
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	15,4	1,36	14,2	3,1	19	14
DQO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	3.174	1.766	3.353	1.089	3.430	29.239
COT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.485	834	-	-	-	-
DBO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	-	-	1.049	712	1.250	4.788
NH ₃ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.839	673	1.298	531	918	621
Cloretos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	3.781	2.648	-	-	68	-
Alcalinidade CaCO ₃ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	9.766	2.523	-	-	-	-
S. Totais ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	9.628	3.341	6.280	3.107	830	10.462
S. Fixos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	8.036	2.317	-	-	-	5.734
S. Voláteis ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.820	568	-	-	-	4.728
S. Dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	9.876	2.272	-	-	-	9.412
S. Suspensos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	855	376	-	-	-	1.050

^oLixiviado A $n = 9$; ^{oo}Lixiviado B $n = 5$; ^{ooo}Lixiviado C e D $n = 1$; σ - desvio padrão;

Os *lixiviados A, C e D* são oriundos de aterros sanitários mais novos (< 5 anos), enquanto que o *lixiviado B* é oriundo de um aterro com mais de 10 anos de operação. O *lixiviado B* possui um pH mais elevado, indicando que o aterro se encontra em fase mais avançada de degradação. A concentração de DQO ($> 3.000 \text{ mg.L}^{-1}$) nos três *lixiviados (A, B e C)*, indica que estes se encontram em fase metanogênica de degradação. Segundo Stegmann (2005), concentrações médias de DQO na faixa de 3.400 mg.L^{-1} são típicas de *lixiviados* de fases intermediária de degradação.

Segundo Mahler *et al.* (2005) razões de DBO/DQO na faixa de 0,5 são atribuídas a *lixiviados* oriundos de aterros jovens, enquanto que razões da ordem de 0,0005-0,2 são típicos para aterros antigos. As análises físicas e químicas revelam que o *lixiviado A* apresenta maior capacidade de biodegradação em relação aos outros três. A relação entre COT/DQO, no caso do *lixiviado A* ficou em torno de ($\sim 0,40$), enquanto que a relação entre DBO/DQO para os *lixiviados B, C e D* foi de ($\sim 0,31$), ($\sim 0,36$) e ($\sim 0,16$) respectivamente.

As análises de caracterização também indicam valores significantes de NH_3 em todos os *lixiviados*, variando de 918 a 1.839 mg.L^{-1} . Christensen *et al.* (2001) reportaram concentrações semelhantes, na faixa entre 500 e 2.000 mg.L^{-1} em 12 investigações independentes com *lixiviados* de aterros sanitários. Öman e Junestedt (2008), também caracterizaram 12 *lixiviados* na Suécia e apresentaram valores bem inferiores ao estudo realizado por Christensen *et al.*, tendo média de 180 mg.L^{-1} para NH_3 . Mahler *et al.* (2005), após ter analisado as características de *lixiviados* de seis aterros sanitários localizados em diferentes regiões do Brasil, constatou que devido ao alto conteúdo de material orgânico ($\sim 60\%$) presente nos resíduos sólidos brasileiros, os *lixiviados* em geral contêm altas concentrações de nitrogênio amoniacal.

No presente estudo as amostras do *lixiviado A* apresentaram grandes variações de Cl^- (2.000 a 6.430 mg.L^{-1}). Segundo Linde e Jönsson (1995), elevadas concentrações de Cl^- , são esperadas para *lixiviados* provenientes de aterros sanitários novos e meia idade. Kjeldsen e Christophersen (2001) correlacionaram a concentração de cloreto com a espessura da camada dos resíduos aterrados e constataram que são esperados grandes concentrações de cloretos nos *lixiviados* de aterros profundos, devido à baixa relação L/S (líquido/sólido). Nos *lixiviados A, B e D* observa-se um valor elevado de Sólidos Totais, na faixa de 6 g.L^{-1} a 10 g.L^{-1} , sendo que a maior fração destes apresentam-se na forma de Sólidos Dissolvidos. Segundo Tchobanoglous *et al.*,

(1993) a elevada concentração de Sólidos Dissolvidos é uma característica comum em lixiviados de aterros sanitários.

As características destacadas acima identificam que os lixiviados em estudo podem ser classificados como estando na fase metanogênica. Dos quatro lixiviados analisados, o *lixiviado A* foi o que apresentou características mais próximas de um lixiviado jovem. Segundo Renou *et al.* (2008), o crescente envelhecimento dos aterros, tem produzido cada vez mais lixiviados estabilizados, os quais são problemáticos para os sistemas de tratamento convencionais (biológico ou físico e químicos), os quais não são mais suficientes para atingir o nível de tratamento desejado. Neste caso, há a necessidade de sistemas de tratamento mais eficientes para assegurar a qualidade do efluente tratado.

5.2 ANÁLISE DA QUALIDADE DOS EFLUENTES EM DIFERENTES PRESSÕES E TEMPERATURAS

Neste tópico abordar-se-á os resultados obtidos na avaliação da qualidade dos efluentes (condensado e concentrado) resultantes do processo de evaporação em diferentes condições de temperatura e pressão. Inicialmente serão apresentados os resultados obtidos em experimentos realizados a pressão atmosférica e na sequência os experimentos realizados em pressões em temperaturas reduzidas.

5.2.1 Evaporação em pressão atmosférica (760 mmHg)

Foram conduzidos nove experimentos de evaporação em três diferentes temperaturas, no caso 102 °C, 110 °C e 120 °C. O processo de evaporação foi conduzido até 50% do volume inicial da amostra. Após os efluentes (condensados e concentrados) foram analisados segundo diversos parâmetros ambientais. Para este experimento, foram utilizadas amostras do *lixiviado A*.

A Tabela 15 mostra a concentração média e o desvio padrão dos parâmetros analisados para os efluentes resultantes do processo de evaporação nas três diferentes temperaturas aplicadas ao sistema. Os resultados apresentados demonstram que não houve alterações significativas na qualidade dos efluentes (condensado e concentrado) em função da variação de energia aplicada ao sistema na forma de calor. Isso pode ser atribuído ao fato de que a variação da temperatura utilizada nos experimentos não tenha sido suficientemente importante, a ponto de permitir uma diferença significativa na qualidade dos efluentes.

A Tabela 15 revela também que a maior parte dos poluentes analisados permaneceu no efluente concentrado, a exemplo da DQO, COT, Cl⁻, ST, SFT, SVT, SDT e SST. Entretanto, alguns compostos voláteis foram quase que na sua totalidade transferidos para o condensado, é o caso do NH₃. Segundo Sperling (2005) o nitrogênio amoniacal em solução pode estar tanto na forma de íon amônio (NH₄⁺) como na forma livre, não ionizada (NH₃), sendo que tanto o pH como a temperatura exercem influência na proporção de amônia livre presente em uma solução. A Equação 8 descreve matematicamente a relação destas duas variáveis (Temperatura e pH) na distribuição de amônia livre (NH₃) em uma solução.

$$(\%) \frac{\text{NH}_3}{\text{Amônia Total}} = \frac{100}{1 + 10^{\left(0,0918 + \left(\frac{2729,92}{T+273,20}\right)\right) - \text{pH}}} \quad (8)$$

Sendo:

T: temperatura do líquido (°C).

Com base neste cálculo estimou-se que nos ensaios de evaporação realizados na temperatura de 102 °C, 110 °C e 120 °C e pH 7,9 a proporção de NH₃ livre estava em torno de 77%, 83% e 88% respectivamente. Portanto, isso explica o motivo das elevadas concentrações de NH₃ serem arrastadas para os condensados.

Observa-se também na Tabela 15 que uma pequena parcela de compostos orgânicos, expressos em termos de DQO e COT, também foi carregada juntamente com os vapores, indicando possivelmente a presença de compostos orgânicos voláteis não iônicos no lixiviado estudado. O valor de pH tanto nas frações condensadas como concentradas aumentou em relação ao pH do lixiviado bruto. Rehman (2003) observou comportamento semelhante do pH nas frações condensadas e concentradas, porém nos condensados os valores foram maiores que nos concentrados. O pesquisador atribui este aumento ao desprendimento de ácidos orgânicos fracos e nitrogênio amoniacal para a fração condensada, enquanto que no concentrado o equilíbrio de íons H⁺ é mantido pela alta concentração de outras espécies iônicas. Os elevados valores de alcalinidade ao CaCO₃ obtidos nos condensados também revela a elevada capacidade tampão deste efluente.

Tabela 15 Concentração de parâmetros ambientais para os efluentes (condensado e concentrado) em diferentes temperaturas

	Concentrado						Condensado											
	102 °C			110 °C			120 °C			102 °C			110 °C			120 °C		
	Unidade	Média	σ	Média	σ	n	Média	σ	n	Média	σ	n	Média	σ	n	Média	σ	n
pH	-	10,3	0,2	9,9	0,2	3	9,7	1	3	9,1	0,1	3	9,2	0,1	3	9,1	0,1	3
DQO	mg.L ⁻¹	6.669	2.414	6.143	1.646	3	6.997	1.018	3	145	65	3	117	46	3	131	54	3
COT	mg.L ⁻¹	2.285	449	2.454	448	3	2.546	352	3	-	-	3	149	134	3	192	74	3
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	9	5	11	2	3	10	3	3	4.097	1.152	3	4.051	32	3	4.228	219	3
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	6.800	2.778	5.600	3.928	3	6.500	1.323	3	107	6	3	221	81	3	127	24	3
Condutividade	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	14.893	495	14.537	918	3	14.923	150	3	15.457	494	3	15.467	604	3	15.183	299	3
Alcalinidade (CaCO ₃)	mg.L ⁻¹	4.567	757	4.317	1.107	3	5.073	1.399	3	15.127	575	3	14.893	1.228	3	15.053	350	3
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	20.439	2.904	20.664	3.391	3	21.900	4.396	3	110	95	3	31	12	3	123	34	3
Sólidos Fixos Totais	mg.L ⁻¹	17.485	2.651	17.417	3.293	3	17.699	3.533	3	75	104	3	11	13	3	14	17	3
Sólidos Voláteis Totais	mg.L ⁻¹	2.954	707	3.240	130	3	4.201	1.312	3	36	16	3	24	9	3	109	39	3
Sólidos Dissolvidos	mg.L ⁻¹	18.352	2.911	18.674	2.665	3	20.410	3.895	3	94	93	3	15	9	3	100	40	3
Sólidos Suspensos	mg.L ⁻¹	2.087	273	1.983	717	3	1.490	503	3	25	7	3	17	12	3	23	23	3

 σ - desvio padrão

n - número de amostras

^ - 2 amostras

Para visualizar com maior precisão o comportamento dos poluentes face ao processo de evaporação foi construído o balanço de massa com os dados obtidos nesta etapa do experimento. A Tabela 16 apresenta o balanço de massa para os parâmetros analisados. Observa-se que não mais do que 2% e 6% do total de DQO e COT, respectivamente foram transferidos para os efluentes condensados. Estes resultados são comparáveis com aqueles encontrados por Birchler *et al.* (1994) para um experimento de evaporação conduzido em escala de laboratório, onde 98% da DQO permaneceu no concentrado, embora a concentração inicial da DQO fosse bem inferior (165 mg.L^{-1}).

Os resultados apresentados por Amsoneit (1985) assemelham-se com os analisados neste estudo em termos de retenção de DQO e COT. Para a DQO, Amsoneit (1985) obteve uma retenção no concentrado na ordem de 97%, e conseguiu manter um valor baixo de COT (68 mg.L^{-1}) no condensado. As elevadas eficiências obtidas pelo autor são atribuídas ao processo de evaporação em duas etapas. Di Palma *et al.* (2002), em um sistema semelhante de evaporação, conseguiu eficiências de retenção de COT nos concentrados bem superiores aos apresentados neste estudo, ou seja, de 99%, para a mesmo percentual de volume evaporado. Conforme apresentado na Tabela 16 aproximadamente 6% de COT foi transferido para o condensado, ou seja, a eficiência de retenção de COT no concentrado foi de 94%.

É possível observar pela Tabela 16 que o nitrogênio amoniacal em contraste as análises de DQO e COT, foi transferido quase que na sua totalidade para o condensado, ou seja, 96% da fração em massa, alcançando valores superiores a 4.000 mg.L^{-1} . Menos de 1% permaneceu no concentrado, sendo a parcela restante (>3,5%) considerada como perda no sistema. Os resultados obtidos a partir deste estudo são similares aos dados obtidos por Aguiar e Vignoli (2007), que mensuraram valores de NH_3 na faixa entre 3.100 e 3.950 mg.L^{-1} nas frações equivalentes ao condensado obtido da evaporação de 25% da amostra inicial de lixiviado.

Tabela 16 Balanço de massa dos parâmetros ambientais para os efluentes (condensado e concentrado) da evaporação do lixiviado

	Bruto		Concentrado		Condensado		FM ^{oo} [%]	MT ^o mg	FM ^{oo} [%]	n	Σ FM ^{ooo} [%]
	Média mg.L ⁻¹	n	Média mg.L ⁻¹	n	Média mg.L ⁻¹	n					
pH [^]	7,9	7	10,0	-	-	9	9,1	-	-	9	-
DQO	3.690	7	6.603	3.302	-	9	131	65	1,8	9	91,2
COT	1.485	6	2.428	1.214	-	9	171	85	5,8	4	87,5
N-NH ₃	2.146	7	10	5	-	9	4.125	2.063	96,1	9	96,4
Cl ⁻	4.033	7	6.300	3.150	-	9	136	68	1,7	9	79,8
Condutividade ^{^^}	15.538	7	14.784	-	-	9	15.369	-	-	9	-
Alcalinidade (CaCO ₃)	10.717	7	4.652	2.326	-	9	15.024	7.512	70,1	9	91,8
Sólidos Totais	10.943	7	21.001	10.500	-	9	88	44	0,4	9	96,4
Sólidos Fixos Totais	8.882	7	17.533	8.767	-	9	36	18	0,2	9	98,9
Sólidos Voláteis Totais	2.061	7	3.465	1.733	-	9	56	28	1,4	9	85,4
Sólidos Dissolvidos	9.876	4	19.145	9.573	-	9	69	35	0,4	9	97,3
Sólidos Suspensos	855	4	1.853	927	-	9	21	11	1,2	9	109,6

^o Massa Total [Produto da concentração média pelo volume da amostra (500 mL)]

^{oo} Fração de Massa [razão da Massa Total do parâmetro pela Massa do bruto]

^{ooo} Somatória das Frações de Massa do concentrado e condensado

[^] adimensional

^{^^} µS.cm⁻¹

n - número de amostras

Os resultados obtidos neste experimento corroboram os estudos conduzidos por outros pesquisadores (Lee *et al.*, 2003 e Xu *et al.*, 2006). Lee *et al.* (2003) monitoraram a eficiência de um evaporador de leito fluidizado circulante na retenção de compostos orgânicos e nitrogênio amoniacal em diferentes lixiviados e os resultados revelaram níveis satisfatórios de retenção de compostos orgânicos, acima de 90% para todos os lixiviados analisados, enquanto que para o nitrogênio amoniacal as eficiências de retenção não ultrapassaram a 70%. Concentrações altas de nitrogênio amoniacal em condensados resultantes da evaporação de lixiviados também foram reportadas por Xu *et al.* (2006), cujos resultados dos experimentos indicaram concentrações significativas de nitrogênio amoniacal (1.660 mg.L^{-1}) e baixo conteúdo de matéria orgânica, indicado pela análise de COT (31 mg.L^{-1}).

Pode-se observar ainda na Tabela 16 o balanço de massa para toda a série de sólidos analisados nesta etapa. O resultado do balanço de massa para os ST mostrou que aproximadamente 96% do total de sólidos permaneceu no concentrado, valor que representa 21.000 mg.L^{-1} ; enquanto que menos de 0,5% foi carregado para o condensado (88 mg.L^{-1}). Houve uma diferença de 3,5% que neste estudo foi atribuída ao fato de que parte da matéria ficou incrustada na parede interna do balão de destilação. O condensado resultante do processo de evaporação permaneceu límpido, com apenas 88 mg.L^{-1} de sólidos totais, sendo a maior parte destes de sólidos na forma dissolvida (69 mg.L^{-1}).

Rehman (2003), no monitoramento dos SST em um sistema de evaporação por contato direto, reportou valores de 47 a 63% (em massa) nos concentrados, enquanto 4 a 6% (em massa) foram arrastados para os condensados. A diferença de massa dos SST nos experimentos foi atribuída a diversos fatores, entre eles a perda de partículas finas juntamente com os gases de exaustão até a contribuição para a formação de incrustações na parede e fundo da coluna de evaporação. Segundo Rehman (2003) os efeitos da temperatura nos SST dos lixiviados evaporados, revelaram que quanto maior foi a temperatura na coluna de evaporação, menor a quantidade de SST observada nos concentrados. Já a quantidade de SST nos condensados aumentou a medida que a temperatura foi elevada.

5.2.2 Evaporação em pressões reduzidas

Neste item são apresentados os resultados da análise da qualidade dos condensados obtidos a partir das evaporações a pressões reduzidas (a vácuo). Nesta etapa foram realizados 10 experimentos, variando-se a temperatura e pressão aplicada ao sistema. Os resultados das concentrações e percentual em massa dos poluentes DQO e NH_3 obtidos nos condensados são apresentados na Tabela 17. O *lixiviado B* foi utilizado para realização desta etapa do experimento.

Tabela 17 Concentração de DQO e NH_3 nos condensados obtidos de evaporações do *lixiviado B* em pressões reduzidas

Temp (C)	Pressão (mmHg)	Condensado (mL)	DQO			NH_3		
			(mg.L^{-1})	(mg)	(%)	(mg.L^{-1})	(mg)	(%)
80	210	74	148	11	1	1.008	75	13
80	160	206	137	28	2	616	127	22
90	260	161	109	18	1	1.456	234	40
90	210	360	93	33	2	980	353	60
98	460	165	106	17	1	1.848	305	52
98	460*	239	69	16	1	560	134	26
98	360	136	130	18	1	784	107	18
98	360*	242	51	12	1	1.120	271	52
98	260	440	40	18	1	784	345	59
98	210	426	75	32	2	588	250	43

*Volume inicial de *lixiviado* bruto: 400 mL

Observa-se pelos resultados que a evaporação de *lixiviado* mostrou ser eficiente na retenção de DQO nos concentrados, sendo estas superiores a 98% em massa em todos os ensaios realizados, ou seja, menos de 2% da DQO foi transferida para o condensado. Já um elevado percentual de NH_3 foi arrastado juntamente com os vapores para o condensado, cujas análises apontaram valores na faixa de 13 a 60% em massa. Considerando que o pH do *lixiviado* bruto utilizado neste experimento estava na faixa de (~8,46) e as temperaturas aplicadas em torno de (80-98 °C), estimou-se a partir da equação (8) que a quantidade

de amônia livre na amostra de lixiviado deveria estar em torno de 81% a 91%, isso explica o fato de grandes concentrações de NH_3 serem arrastadas para os condensados.

Os resultados obtidos neste experimento corroboram os estudos conduzidos por outros pesquisadores (Di Palma *et al.*, 2002; Rehman, 2003; Yue *et al.*, 2007). Di Palma *et al.* (2002) estudaram o processo de evaporação combinado com osmose reversa no tratamento de lixiviado e relataram que nos testes de evaporação conduzidos à temperatura de 40 °C e pressão de 45 mmHg foi possível obter no condensado apenas 1% de conteúdo orgânico e 20% de nitrogênio amoniacal, já as concentrações de metais traços no condensado foram insignificantes. Rehman (2003) em suas pesquisas observou que a quantidade de nitrogênio amoniacal liberada nos gases de exaustão foi maior em temperaturas mais elevadas, ou seja, percentuais em massa de NH_3 em torno de 82%, 85% e 95% foram reportados para as temperaturas de 42 °C, 61 °C e 82 °C na câmara de evaporação, respectivamente.

Yue *et al.* (2007) fizeram um estudo comparativo de remoção de matéria orgânica em lixiviados pelo processo de evaporação, em experimentos conduzidos na temperatura de 100 °C em condições de pressão atmosférica normal (760 mmHg) e em pressões reduzidas (0,05 MPa: 375 mmHg). Em geral, nas duas condições avaliadas, as análises de DQO nos condensados revelaram elevadas concentrações nos primeiros evaporados/condensados, seguido por uma redução gradativa nas concentrações. Em condições de pressão normal, observou-se uma redução na concentração de DQO nos condensados para valores inferiores a 300 mg.L^{-1} quando 25% do volume total de amostra havia evaporado, já nas condições de pressão reduzida, concentrações menores que 300 mg.L^{-1} de DQO nos condensados só foram observados quando 35% do volume total da amostra havia sido evaporada.

Dessa forma, os experimentos realizados por Yue *et al.* (2007) revelaram que em pressões reduzidas uma maior parcela de compostos orgânicos são transferidos para os condensados. Esse comportamento também pode ser observado ainda que timidamente nos experimentos realizados neste estudo. Observa-se pela Tabela 17 que na temperatura de 80°C cerca de 2% da fração em massa de DQO foi arrastada para o condensado obtido na pressão de 160 mmHg, enquanto apenas 1% em massa foi observado na pressão de 210 mmHg. Na temperatura de 90 °C e 98 °C o mesmo comportamento foi observado com a redução da pressão de 260 para 210 mmHg, ou seja, um incremento de 1% em massa da DQO nos condensados obtidos em pressões menores.

Além de verificar a eficiência de remoção dos poluentes pelo processo, nesta etapa, procurou-se estabelecer a correlação entre as variáveis (Temperatura e Pressão) e as concentrações dos poluentes arrastados para o condensado pelo processo de evaporação (DQO e NH_3). Os resultados podem ser visualizados nas Figura 25.

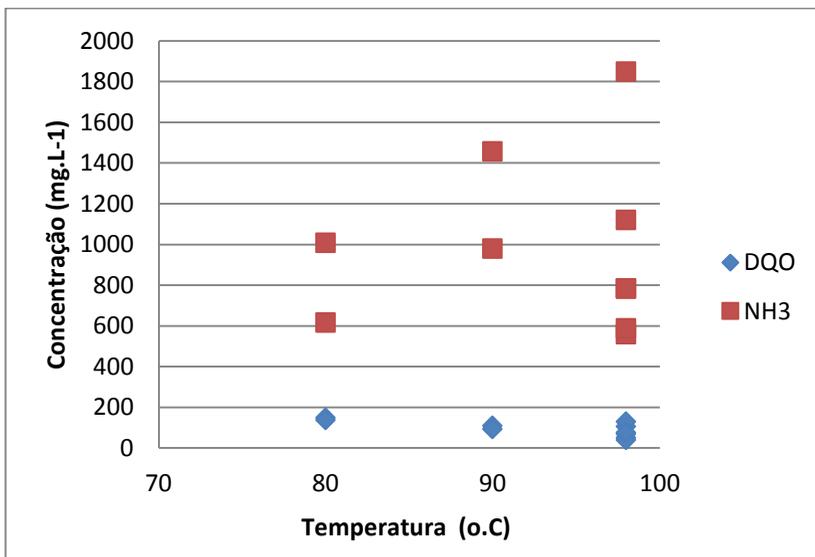


Figura 25 Análise DQO e NH_3 nos condensados obtidos do *lixiviado B* (pH 8,5) em diferentes temperaturas.

Embora o número de ensaios realizados não tenha sido suficiente para estabelecer uma correlação mais evidente entre as variáveis, alguns padrões puderam ser observados. A Figura 25 indica uma correlação positiva entre a NH_3 e a temperatura, ou seja, quanto maior a temperatura aplicada, maior foi a transferência de NH_3 para os condensados, esse comportamento foi mais evidente entre as temperaturas de 80 e 90 $^{\circ}\text{C}$. Na temperatura de 98 $^{\circ}\text{C}$ não foi possível observar essa correlação, pois as concentrações de NH_3 variaram bastante (560 a 1848 mg.L^{-1}). Já o comportamento da DQO frente ao aumento de temperatura revelou uma tendência de redução, ainda que timidamente, pois em todos os ensaios desta etapa a DQO nos condensados não ultrapassou a concentração de 200 mg.L^{-1} .

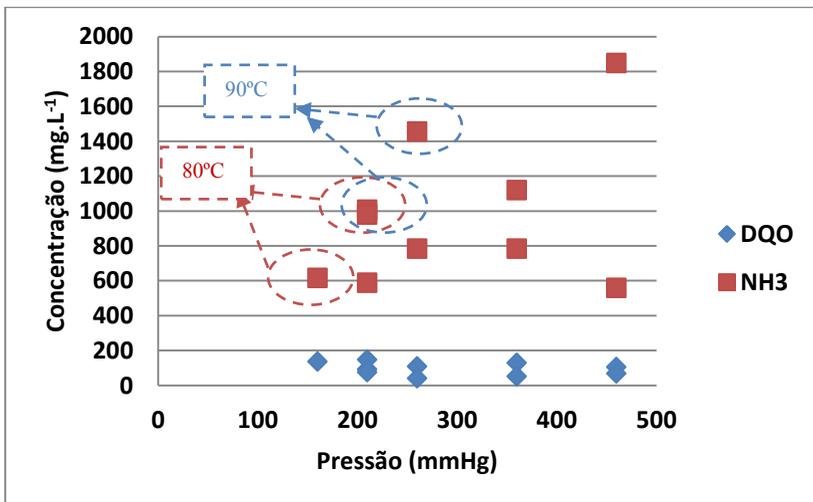


Figura 26 Análise DQO e NH₃ nos condensados obtidos do *lixiviado B* (pH 8,5) em diferentes pressões.

A Figura 26 apresenta as concentrações de DQO e NH₃ nos condensados obtidos a partir da evaporação do *lixiviado B* em diferentes pressões. Os resultados para as análises de DQO indicaram uma tendência de redução da concentração com o aumento da pressão. A redução da concentração de DQO nos condensados com a diminuição da pressão também foi observada por Yue *et al.* (2007). Os pesquisadores analisaram sistemas de evaporação a vácuo e a pressão atmosférica e chegaram a valores de DQO no condensado entre 6% a 14% da massa inicial DQO, sendo que as maiores concentrações foram observadas nos condensados obtidos nas evaporações a pressões reduzidas.

Os resultados das concentrações obtidas para a NH₃, no total das análises, não indicaram uma tendência definida em função da variação da pressão. No entanto, quando analisados as variações de pressão em uma mesma temperatura, verifica-se que as concentrações de NH₃ nos condensados obtidos nas pressões reduzidas são menores que as obtidas em pressões normais. Quanto à influência das condições operacionais nas emissões de poluentes, verificou-se a necessidade de aumentar o número de experimentos a fim de permitir uma avaliação mais evidente da influência da temperatura e pressão nas características físico-químicas do condensado.

5.3 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE POLUENTES AO LONGO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO EM DIFERENTES pH

Neste tópico são apresentados os resultados referentes ao comportamento dos poluentes ao longo do processo de evaporação. Para isso foram realizados dois experimentos: (a) pressão atmosférica e (b) a pressões reduzidas. Nestes dois experimentos foram fixados parâmetros de temperatura e pressão e variou-se o pH das amostras de lixiviado bruto, a fim de avaliar a influência do pH no comportamento (transferência) dos poluentes frente ao processo de evaporação.

5.3.1 Evaporação em pressão atmosférica (760 mmHg)

Nos experimentos realizados em pressões atmosféricas normais foi fixado o parâmetro de temperatura ($110\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$) e variou-se o pH das amostras de lixiviado bruto. Ao todo foram realizados 18 experimentos, sendo 9 em pH normal do lixiviado bruto ($\sim 7,9$) e 9 com ajuste de pH para 4 com H_2SO_4 . Os resultados do comportamento dos poluentes nos efluentes (concentrados e condensados) em termos de DQO, Cl^- , NH_3 , ST, SFT e SVT são apresentados ao longo deste item.

5.3.1.1. Demanda química de oxigênio (DQO)

A variação da concentração de DQO nos efluentes condensados em função do volume evaporado/condensado é ilustrada na Figura 27. Neste gráfico são comparadas duas condições de evaporação, uma realizada no pH normal do lixiviado bruto (pH: 7,9) e outra com ajuste prévio de pH até nível 4 com adição de ácido sulfúrico (H_2SO_4).

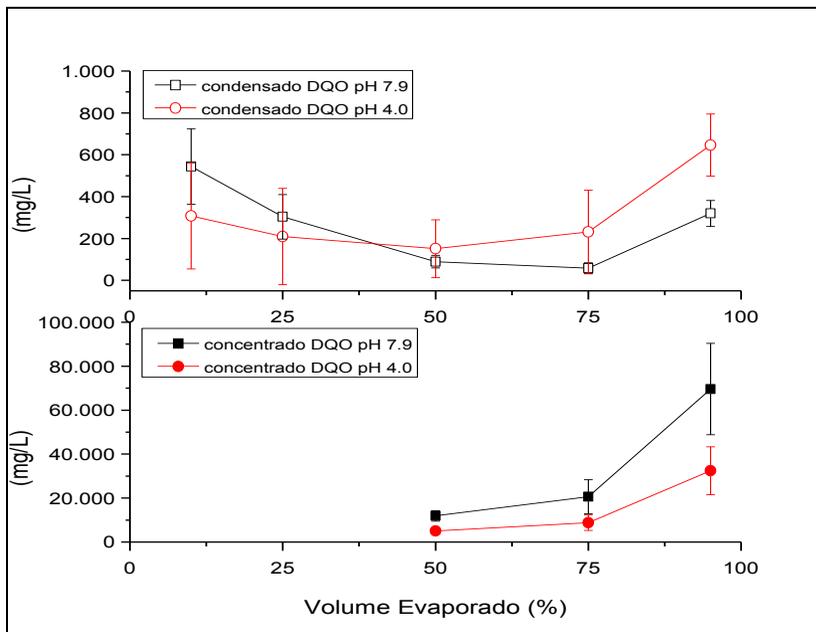


Figura 27 Concentração da DQO nos condensados e concentrados em função do volume evaporado (%), com e sem acidificação prévia.

Para a evaporação realizada em pH normal do lixiviado (7,9) a primeira fração de condensado apresentou uma concentração média de DQO acima de 500 mg.L^{-1} . Após isto, decresceu progressivamente até atingir um valor próximo a 50 mg.L^{-1} , na fração que se refere a 75% do volume total de lixiviado evaporado, e voltando a subir para 320 mg.L^{-1} na última fração de condensado a 95%. Os testes de evaporação realizados com ajuste de pH para 4, resultaram em concentrações de DQO em torno de 307 mg.L^{-1} e 210 mg.L^{-1} nas primeiras frações de condensado de 10% e 25% do volume inicial, respectivamente, atingindo a concentração mínima de 151 mg.L^{-1} na fração de 50%, voltando a subir para 231 mg.L^{-1} e 646 mg.L^{-1} nas duas últimas frações de condensado de 75% e 95%, respectivamente.

Embora o comportamento das curvas de concentração de DQO nos condensados coletados sejam semelhantes nas diferentes condições de pH (com e sem ajuste), observa-se que nos experimentos realizados sem ajuste, o maior arraste de DQO ocorreu nas primeiras frações de condensado, enquanto que nos experimentos realizados com ajuste de

pH a 4, o maior arraste de DQO foi observado nas duas últimas frações coletadas (75% e 95%).

Em experimento similar, conduzido até a evaporação de 75% da amostra inicial, Yue *et al.* (2007) observou valores em torno de 600 mg.L⁻¹ de DQO nas primeiras frações evaporadas para um lixiviados com pH 7,8 e 800 mg.L⁻¹ para lixiviados evaporados a um pH 4. Diferentemente do comportamento da DQO observado por Yue *et al.*, (2007) onde as concentrações de DQO nos condensados produzidos a partir da evaporação em pH ácido foram sensivelmente maiores que as obtidas em condições normais, neste estudo, o desprendimento da DQO ocorreu mais rapidamente nas evaporações realizados sem ajuste de pH.

É importante destacar que embora a transferência de DQO para o condensado tenha ocorrido com mais rapidez nas primeiras frações de condensado obtidas em pH 7,9 (sem ajuste), um percentual maior em massa de DQO foi arrastada para o condensado nos experimentos realizados em pH 4 (com ajuste). A Figura 28 revela que em média aproximadamente 9% da DQO inicial foi carregada para o condensado nos experimentos realizados em pH 4, enquanto que nos experimentos realizados sem ajuste de pH, o valor não ultrapassou a 6%.

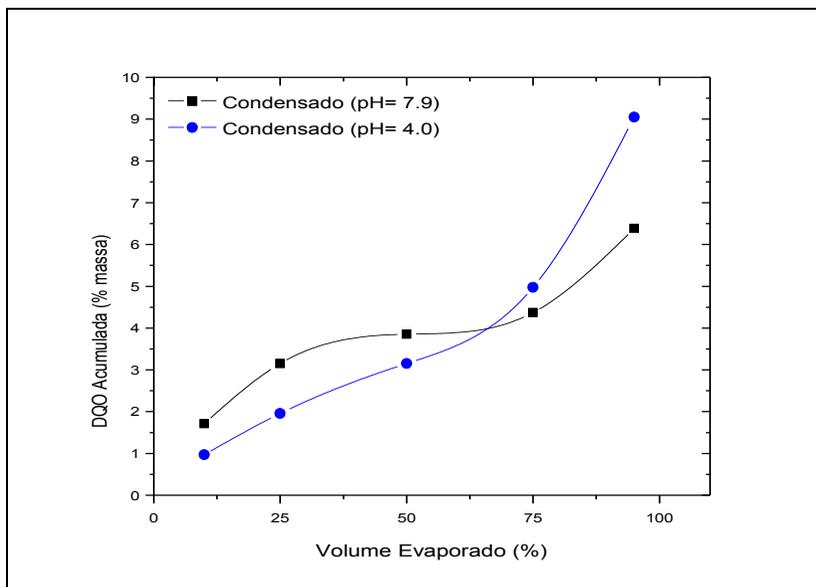


Figura 28 Percentual de DQO arrastado para o condensado em função do volume evaporado (%), com e sem acidificação prévia.

Estes resultados corroboram o comportamento da DQO observado por Yue *et al.* (2007), onde nos experimentos realizados em pH 4, o percentual em massa de DQO observada nos condensados foi de aproximadamente 2% maior que nos experimentos realizados em pH 7,8. Yue *et al.* (2007) atribuíram esse fato à presença de ácidos orgânicos voláteis no lixiviado, tais como ácido acético, ácido propanóico e ácido butanóico, os quais em condições ácidas tendem a estar presentes mais na forma de moléculas do que de íons. Portanto, em lixiviados com elevada concentração de ácidos orgânicos voláteis, a evaporação em condições de pH ácido deve ser cuidadosamente avaliada, a fim de impedir a transferência destes ácidos orgânicos para a atmosfera.

Observando a Figura 28 também é possível verificar que nas duas condições estudadas (com e sem ajuste de pH), houve uma parcela de DQO liberada rapidamente nas primeiras frações de condensado, seguida de uma estabilização e um novo incremento de DQO nas últimas frações coletadas.

Esse comportamento também foi observado por Di Palma *et al.* (2002), nos experimentos de evaporação em baixas pressões. Um indicativo para este novo incremento de DQO, segundo o pesquisador, é a tendência de compostos orgânicos mais pesados serem transferidos para o condensado no momento em que o volume remanescente de amostra torna-se escasso. Porém nos experimentos realizados por Yue *et al.* (2007) não foram relatados aumento de DQO nas últimas frações evaporadas, talvez devido ao fato de que somente 80% do volume inicial da amostra foi evaporada nos experimentos de Yue *et al.* (2007), enquanto Di Palma *et al.* (2002) conduziram experimentos até evaporação de 90% do volume de amostra inicial. Os valores de DQO nos concentrados foram proporcionalmente maiores, quanto maior o volume de lixiviado evaporado, independente das condições de pH.

A Figura 27 demonstra que uma parcela maior de DQO foi observada nos concentrados dos experimentos realizados em condições de pH 7,9, do que nos realizados em condições de pH 4. Nos experimentos realizado em pH 7,9 os valores de DQO atingiram concentrações de 12.000 mg.L⁻¹, 20.000 mg.L⁻¹ e 70.000 mg.L⁻¹ volumes evaporados de 50%, 75% e 95%, respectivamente. A DQO de 70.000 mg.L⁻¹ (nos 5% de volume remanescente) foi 22 vezes maior que a concentração observada no lixiviado bruto para o *lixiviado A* (Tabela 14) e correspondeu a 94% da massa inicial de DQO, sendo a diferença (6%) liberada em forma de vapor junto com os condensados (Figura 28). Di Palma *et al.* (2002) reportou concentrações de DQO 4 vezes maior no resíduo concentrado em relação a DQO da amostra inicial de lixiviado bruto em evaporações conduzidas até 90% da amostra inicial.

Diferentemente, o concentrado resultante da evaporação do lixiviado previamente acidificado apresentou valores da ordem de 5.000 mg.L⁻¹, 9.000 mg.L⁻¹ e 32.000 mg.L⁻¹ para amostras onde a razão de evaporação foi de 50%, 75% e 95%, respectivamente (Figura 27). A DQO de 32.000 mg.L⁻¹ observada no concentrado remanescente da evaporação a 95%, correspondeu a 44% da massa inicial da DQO do lixiviado bruto, enquanto 9% da massa de DQO foi transferida para o condensado (Figura 28). Dessa forma, parece ter havido uma perda de 47% de DQO em massa no sistema, em experimentos realizados em condições ácidas.

Rehman (2003) relatou que nos experimentos de evaporação de lixiviado conduzidos em pH ácido, o balanço de massa para a DQO teve significativas diferenças. Ou seja, os valores em massa para DQO nos concentrados variaram na faixa de 24 a 31% em massa, enquanto nos condensados apenas 3 a 5% foi observado. A diferença de 75 a 64% foi

atribuída a perdas de DQO no sistema, que segundo o autor, pode ter sido resultado de decomposição, volatilização ou incrustação de matéria orgânica nas paredes da superfície metálica do evaporador. Segundo o pesquisador, o efeito do pH sobre a DQO indicou que quanto menor o pH do lixiviado, menor a DQO observada no concentrado, enquanto no condensado não foram encontradas variações significativas de DQO.

Um motivo para essa perda pode estar associado à oxidação de parte da matéria orgânica no concentrado, em função da adição de H_2SO_4 seguido de aquecimento. Segundo Aquino *et al.* (2006) a oxidação da maioria dos compostos durante o teste de DQO é de 95% a 100% do valor teórico, e embora o teste de DQO seja frequentemente utilizado como indicação do teor de matéria orgânica reduzida, algumas substâncias não são oxidadas pelo dicromato. Segundo os autores, existem pelo menos três situações em que não é possível detectar a totalidade de matéria orgânica reduzida em uma amostra pelo teste da DQO: (a) primeiro, quando o composto tem elevada volatilidade; (b) segundo, quando o composto é resistente a oxidação por dicromato e; (c) quando o composto está em elevado estado de oxidação. Portanto, diante das considerações feitas por Aquino *et al.* (2006), conclui-se que a diferença em massa da DQO entre o condensado e concentrado, pode ser resultado da combinação dos vários fatores apresentados por Aquino *et al.* (2006).

Em resumo, não foram constatadas diferenças significativas entre as concentrações de DQO obtidas nas diversas frações de condensados obtidos com e sem ajuste de pH ($p > 0,05$), já nos concentrados os valores de DQO nas diferentes frações obtidas com e sem ajuste de pH apresentaram diferenças significativas (Apêndice IV).

5.3.1.2. Nitrogênio Amoniacal (NH_3)

A variação da concentração de NH_3 nas amostras de efluentes condensados e concentrados pode ser observada na Figura 29. Neste gráfico são comparados duas condições de evaporação, uma realizada no pH normal do lixiviado bruto (pH 7,9) e outra realizada com ajuste prévio de pH ao nível 4, com adição de H_2SO_4 .

Concentrações elevadas de NH_3 foram observadas nas primeiras frações de condensados coletadas nas condições de pH 7,9, seguida de uma redução de concentração no decorrer do processo de evaporação. Valores próximo a 14.000 mg.L^{-1} foram reportados nas frações de 10% de condensado, seguido de 4.340 mg.L^{-1} e 375 mg.L^{-1} nas frações de 25% e 50%, respectivamente. Valores inferiores a 100 mg.L^{-1} só foram

encontrados nas duas últimas frações coletadas de 75% e 95%. Esses dados revelam que nos experimentos realizados em pH 7,9 a transferência de NH_3 para o condensado ocorre de maneira acentuada nas primeiras frações evaporadas. Valores semelhantes a este estudo foram obtidos por Aguiar e Vignoli (2007), os quais reportaram concentrações de 3.200 mg.L^{-1} e 3.900 mg.L^{-1} em condensados obtidos com evaporação de 20% da amostra inicial em pH 7,6 e 8, respectivamente.

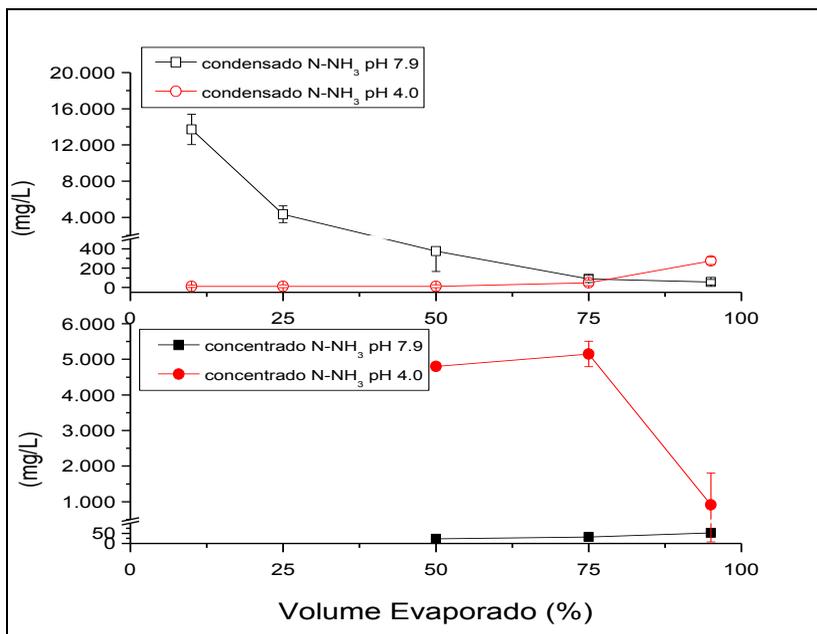


Figura 29 Concentração de NH_3 nos condensados e concentrados em função do volume evaporado (%), com e sem acidificação prévia.

Nas análises de NH_3 nos condensados, um comportamento diferente foi observado nos experimentos realizados com ajuste de pH para 4. Nestes, observou-se um arraste insignificante de NH_3 (<1%) nas frações de condensado até o volume evaporado de 75%, a partir da qual houve um arraste de NH_3 chegando a atingir concentrações próximas a 300 mg.L^{-1} na última fração de condensado. Apesar do aumento da concentração de NH_3 na última fração de condensado, a eficiência de retenção de NH_3 no concentrado ainda foi superior a 97%.

Eficiências semelhantes foram reportadas por vários pesquisadores. Marks *et al.*, (1994) realizou simulações do processo de evaporação de lixiviado a pH 4 e reportou eficiências de separação do nitrogênio amoniacal nos condensados da ordem de 99%. Eficiências de retenção de NH_3 superiores a 96% para também foram reportadas por Birchler *et al.* (1994) em experimentos envolvendo a evaporação de duas amostras de lixiviado com ajuste prévio de pH para 4. Aguiar e Vignoli (2007) encontraram reduções significativas de NH_3 em condensados resultantes da evaporação de lixiviados previamente acidificados a pH 6, 4 e 2. Apesar da possibilidade de obter eficiências elevadas de retenção de NH_3 com simples ajuste de pH, Yue *et al.* (2007) alertam para o fato de que os lixiviados de aterros constituem-se em uma solução com elevada capacidade tampão, devido a altas concentrações de bicarbonatos, íon amônio e outros sais de ácidos e bases fracas, o que pode resultar em um custo elevado para ajuste de pH. (Apêndice I - Custo para ajuste de pH do lixiviado B com HCl e H_2SO_4)

O aumento da concentração de NH_3 na última fração de condensado, pode ser atribuído ao aumento do pH observado no decorrer do processo de evaporação, resultando no deslocamento do equilíbrio das espécies de nitrogênio amoniacal (Figura 29). O aumento de pH no condensado também foi relatado por Di Palma *et al.* (2002) em experimentos conduzidos até evaporação de 90% da amostra inicial de lixiviado. Aguiar e Vignoli (2007) por outro lado, observaram em seus experimentos, um aumento de pH na primeira fração de condensado a 20% do volume inicial, seguida de uma redução do pH nas frações condensadas subsequentes, chegando a atingir um pH 4,6 quando 80% da amostra inicial havia sido evaporada.

Apesar do relativo aumento da concentração de NH_3 na última fração de condensado (95% do volume evaporado) obtido com ajuste de pH a nível 4, a quantidade total de NH_3 em massa arrastada para os vapores condensados não ultrapassou a 4% da massa total de NH_3 presente no lixiviado bruto, já nos experimentos realizados sem ajuste de pH, mais de 99% de NH_3 foi arrastada para os vapores condensados até o volume evaporado de 50% (Figura 30). Marks *et al.* (1994) obteve eficiências de retenção maiores em simulações de experimentos de evaporação com acidificação prévia a pH 4, onde menos de 1% de NH_3 em massa foi arrastada para os vapores condensados.

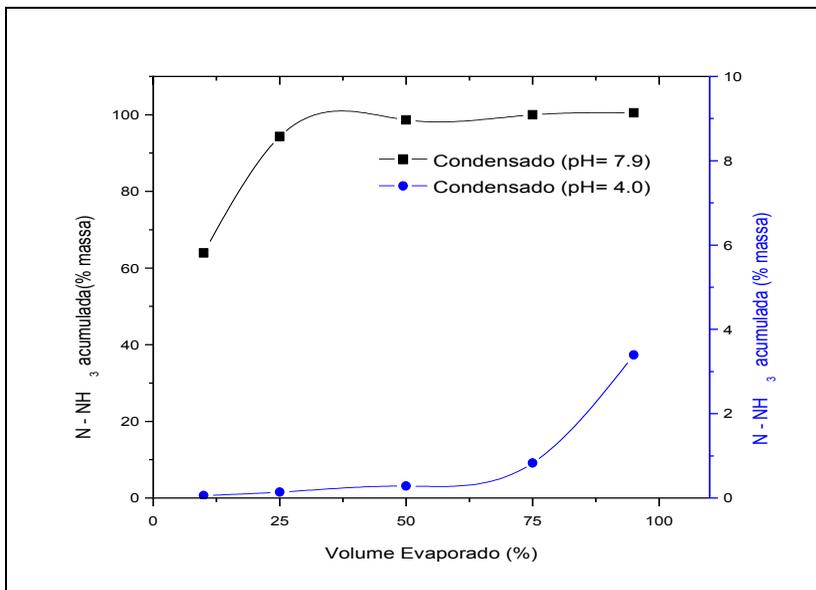


Figura 30 Percentual de NH_3 arrastado para o condensado em função do volume evaporado (%), com e sem acidificação prévia.

A acidificação prévia do lixiviado a pH 4 teve como o principal objetivo impedir o arraste de NH_3 para o condensado, através da conversão das espécies de NH_3 para NH_4^+ . Conforme já comentado no item 5.2.1 pg. 91 a presença de íons H^+ no meio líquido contendo NH_3 resulta na conversão em espécies iônicas de NH_4^+ , as quais são mais estáveis e não voláteis. Considerando que este experimento foi realizado na temperatura de $110\text{ }^\circ\text{C}$ e pH 4, temos pela aplicação da Equação 8 (pg. 91) que apenas 0,06% do nitrogênio amoniacal apresentava-se na forma livre nestas condições. No entanto, observa-se pelos dados obtidos neste estudo que um percentual acima de 0,06 % de NH_3 foi arrastada para os condensados, indicando que possivelmente as condições de pH 4 não se mantiveram até o final do experimento.

Os valores de NH_3 nos efluentes concentrados em geral foram proporcionalmente maiores, quanto maior o volume de lixiviado evaporado, independente do pH. A Figura 29 revela que uma parcela maior de NH_3 foi observada nos concentrados das evaporações realizadas em condições de pH 4, em relação aos valores de NH_3 nos concentrados obtidos de evaporações em condições de pH 7,9. Nos experimentos realizados sem ajuste de pH, concentrações baixas de NH_3

foram detectadas nos efluentes concentrados, ou seja, valores médios em torno de 23 mg.L^{-1} , 32 mg.L^{-1} e 52 mg.L^{-1} para as frações concentradas a 50%, 75% e 95%, respectivamente. Enquanto que nos concentrados obtidos a partir de evaporações ácidas, os valores de NH_3 atingiram concentrações elevadas de até 4.800 mg.L^{-1} e 5.200 mg.L^{-1} nos volumes evaporados de 50% e 75% respectivamente, sendo observada uma redução para 900 mg.L^{-1} na última fração de volume evaporado (95%).

O motivo desta redução pode estar associado à dificuldade de obter amostras representativas na última fração remanescente de concentrado. Essa dificuldade também foi constatada por Birchler *et al.* (1994) na construção de balanços de massa envolvendo amostras de concentrados, dada a dificuldade de obter uma amostra representativa, bem como precisão na análise de amostras com altas concentrações de poluentes. Outra possível causa para os baixos valores de NH_3 encontrado no concentrado previamente acidificado do presente estudo, pode ser atribuída a variações do pH observada ao longo do processo de evaporação. O aumento do pH pode ter favorecido a volatilização da NH_3 e, conseqüentemente, perda desta para o condensado ou para fora do sistema. Odores típicos de NH_3 foram perceptíveis ao final dos ensaios realizados em pH ácido, por outro lado, estes mesmos odores foram perceptíveis nos ensaios de evaporação realizados sem ajuste de pH. Esta observação pode indicar a perda de NH_3 no sistema.

Ao comparar os dados apresentados nas Figuras 27 e 29 observa-se claramente a diferença no que tange ao comportamento da DQO e do NH_3 frente aos ensaios de evaporação com e sem o ajuste prévio de pH. Nos experimentos realizados sem ajuste de pH, a NH_3 apresenta-se em elevadas concentrações nos condensados e baixas concentrações nos concentrados, enquanto que a DQO nos condensados sem ajuste de pH, está presente em baixas concentrações e nos concentrados apresentam-se em elevados valores. Por outro lado, nos experimentos realizados com ajuste de pH para 4, a NH_3 apresenta baixas concentrações nos condensados e relativamente altas concentrações nos efluentes concentrados remanescentes.

Ou seja, o processo de evaporação proposto nesta etapa, sem ajuste de pH, não foi considerado adequado como única etapa para eliminação dos dois poluentes (NH_3 e DQO) nos condensados. A acidificação prévia, por outro lado, mostrou ser mais eficiente na retenção tanto de NH_3 como de DQO nos concentrados, sobretudo no intervalo que compreende o percentual de volume evaporado de 70 a 80%, considerando o modelo de evaporação proposto neste estudo.

5.3.1.3. Cloretos (Cl⁻)

Os resultados das análises de Cl⁻ nos efluentes condensados e concentrados durante a evaporação do *lixiviado A* são apresentados na Figura 31. Nos experimentos realizados em pH 7,9 a transferência de Cl⁻ para o condensado ocorreu nas primeiras frações de 10% e 25%. Um valor próximo a 540 mg.L⁻¹ foi observado na primeira fração de condensado (10%), seguida de uma redução rápida atingindo valores inferiores a 1 mg.L⁻¹ na fração de 75% e, na última fração analisada a concentração de Cl⁻ voltou a subir para 50 mg.L⁻¹.

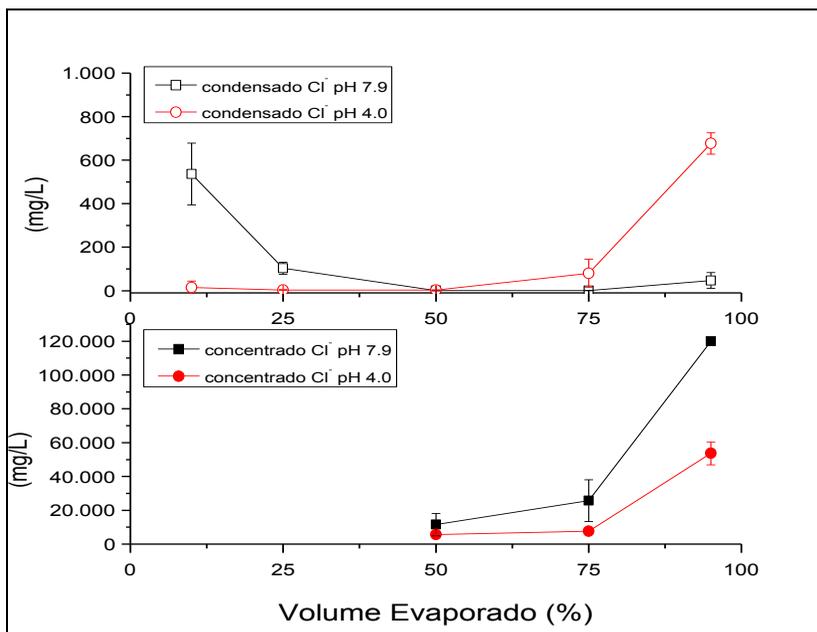


Figura 31 Concentração de Cl⁻ nos condensados e concentrados em função do volume evaporado (%), com e sem acidificação prévia.

Entretanto, um comportamento diferente foi observado no arraste de Cl⁻ para os condensados obtidos a partir de evaporações com ajuste de pH para 4. Nestes, observou-se que a transferência de Cl⁻ ocorreu preferencialmente nas últimas frações de condensado, atingindo valores próximos a 700 mg.L⁻¹ na última fração equivalente a 95% do volume evaporado. Apesar de o arraste de Cl⁻ para os condensados ocorrer de maneira distinta para os experimentos realizados em pH 4 e pH 7,9 a

quantidade em massa de Cl^- transferida para os condensados foi relativamente pequena (menos de 5% em massa) em relação a concentração de Cl^- presente nas amostras de lixiviado bruto, em torno de 3.781 mg.L^{-1} (Figura 32).

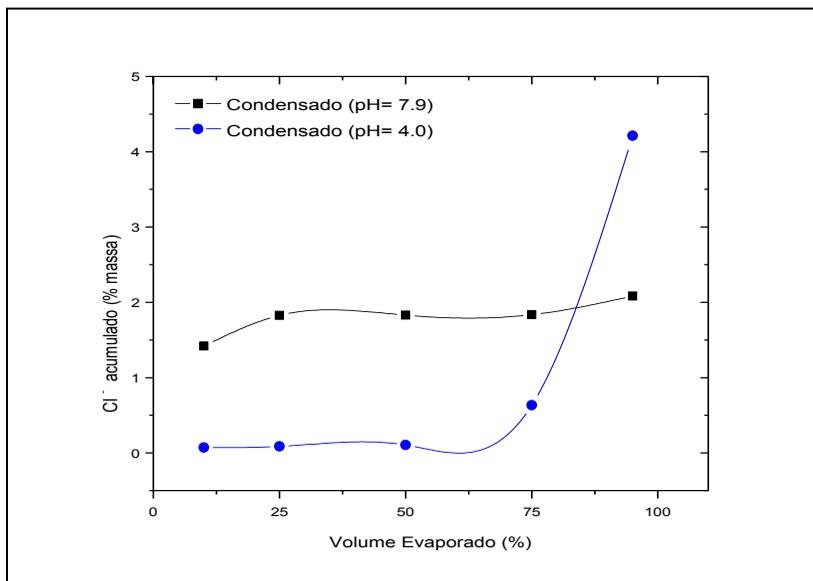


Figura 32 Percentual de Cl^- arrastado para o condensado em função do volume evaporado (%), com e sem acidificação prévia.

Valores de concentração em torno de $8,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $22,5 \text{ mg.L}^{-1}$ foram reportados por Birchler *et al.* (1994) em condensados obtidos de lixiviados contendo concentrações de Cl^- em torno de 1.020 mg.L^{-1} e 1.850 mg.L^{-1} , respectivamente. A elevada eficiência de retenção de cloretos nos concentrados (em torno de 99%) foram reportadas por Birchler *et al.* (1994) em experimentos conduzidos em meio ácido (pH 4) até a evaporação de 90% da amostra inicial.

Comparando os resultados expressos nas Figuras 27 e 31 para DQO e Cl^- , observa-se um comportamento similar no arraste de Cl^- e de DQO para os condensados. Uma explicação para esse fato pode estar associada à presença de cloretos de ácidos carboxílicos nos lixiviados evaporados.

Os cloretos de ácido são compostos orgânicos que derivam dos ácidos carboxílicos pela substituição da hidroxila (-OH) pelo cloro, dessa forma contribuindo para a demanda química de oxigênio (DQO).

Outra possibilidade é a observada por Aquino *et al.* (2006) que constataram em seus experimentos que, em amostras com concentração elevada de Cloretos ($\sim 1.000 \text{ mg.L}^{-1}$), a presença do íon amônio resultou em uma elevação do valor da DQO, a hipótese levantada pelos pesquisadores para esse fato é a formação de cloroaminas.

A quantidade de Cl^- arrastada para os condensados não ultrapassou a 5% da massa total de Cloretos presente no lixiviado bruto (Figura 32). Nos experimentos realizados sem ajuste de pH (7,9) a transferência de Cl^- ocorreu nas primeiras frações evaporadas e não ultrapassou a 2% da massa inicial de cloretos até o final do experimento quando 95% do volume inicial de lixiviado havia sido evaporado. Já nos experimentos realizados com ajuste de pH para 4 a transferência de Cl^- ocorreu nas últimas frações evaporadas, mas mesmo assim, não foi superior a 5% do total de Cl^- presentes nos lixiviados brutos.

Após a razão de evaporação de 75% observou-se um arraste maior de Cl^- para os condensados nos experimentos realizados com ajuste de pH para 4. Comportamento similar foi observado nas análises de DQO e NH_3 nos condensados coletados a partir de 75% do volume evaporado em condições de pH ácido. Com base nesta constatação, em condições ácidas não é recomendável que o processo de evaporação seja conduzido além de 75% do volume inicial de lixiviado.

As concentrações de Cl^- apresentaram valores elevados na fração de concentrados da evaporação sem acidificação prévia do lixiviado (Figura 31). Os valores de Cl^- para as duas últimas frações do concentrado, equivalentes a 75% e 95% do volume evaporado, apresentaram valores na ordem de 25.000 mg.L^{-1} e $120.000 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. As altas concentrações observadas para Cl^- indicam que a maior parte destes encontra-se no lixiviado na forma de sais, sendo, portanto, estáveis à evaporação. Nos experimentos realizados com ajuste de pH para 4, a concentração de Cl^- teve comportamento similar, ou seja, maiores valores quanto maior o volume evaporado. Porém concentrações menores foram observadas nos concentrados com ajuste de pH para 4, em torno de 5.000 mg.L^{-1} e 55.000 mg.L^{-1} para os volume evaporados de 50% e 95%, respectivamente.

Comportamento similar foi reportado por Rehman (2003) em seus experimentos, onde a fração em massa de cloretos retidos no concentrado diminuiu de 67% para 36%, com a variação no pH de 7,5 para 3,5. Birchler *et al.* (1994) igualmente obtiveram concentrações relativamente baixas de Cl^- nos efluentes remanescentes dos ensaios de evaporação de lixiviado com ajuste de pH para 4, em torno de 3% a 11% do total em massa de Cl^- presente nos lixiviado bruto, quando 90% da

amostra inicial foi evaporada. Assim sendo, os resultados obtidos por Rehman (2003) e Birchler *et al.* (1994) corroboram os resultados encontrados neste estudo, onde valores menores de Cl^- foram encontrados nos efluentes concentrados obtidos a partir de evaporações ácidas.

Portanto, conclui-se que o processo de evaporação de lixiviado é eficiente na retenção de Cloretos presentes na forma de sais, porém uma pequena parcela de Cl^- , presentes na forma de compostos orgânicos, poderá ser arrastada para a atmosfera. A transferência de Cl^- para os condensados ficou mais evidente nas evaporações realizadas em pH ácido, pois nestas condições há o favorecimento da volatilização de compostos orgânicos, tais como os cloretos de ácidos.

5.3.1.4. Série de sólidos (ST, SFT e SVT)

A quantificação dos sólidos foi mensurada somente nos experimentos realizados sem ajuste de pH. Para facilitar a discussão dos resultados, neste ítem, será substituído o termo *volume evaporado (%)* que tem sido utilizada até o momento para explicar a transferência dos poluentes voláteis para os condensados, por *fator de concentração*, visto que os sólidos tendem a ficar retidos nas frações de efluentes concentrados. Portanto, nesta etapa, o termo *volume evaporado* a 50%, 75% e 95%, será substituído por *fator de concentração* a 50%, 25% e 5%, respectivamente.

A quantidade de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis remanescentes nos efluentes concentrados nos fatores de concentração de 50%, 25% e 5% são apresentadas na Tabela 18. Como previsto, a concentração de sólidos aumentou à medida que um volume menor de lixiviado remanesceu no balão de evaporação. Em média o valor de ST dobrou no fator de concentração de 50% (21.216 mg.L^{-1}), em relação a concentração inicial de ST nas amostras de lixiviado bruto (10.943 mg.L^{-1}), e foram quase 15 vezes maiores quando apenas 5% da amostra de lixiviado remanesceu balão de destilação ($160.000 \text{ mg.L}^{-1}$).

Tabela 18 Distribuição dos ST, SFT e SVT remanescentes nos concentrados obtidos a partir da evaporação do *lixiviado A* sem ajuste de pH

Parâmetro	FC ^o (%)	<i>n</i>	Média (mg.L ⁻¹)	σ	Massa ^{oo} (mg)	FM ^{ooo} (%)
ST	50 (%)	12	21.216	3.303	10.608	96,94
	25 (%)	3	40.188	2.675	10.047	91,81
	5 (%)	3	160.017	21.397	8.001	73,11
SFT	50 (%)	12	17.556	2.601	8.778	98,52
	25 (%)	3	24.983	2.686	6.246	70,10
	5 (%)	3	127.439	6.330	6.372	71,51
SVT	50 (%)	12	3.658	1.120	1.829	90,31
	25 (%)	3	15.205	3.701	3.801	187,67
	5 (%)	3	32.578	15.324	1.629	80,42

ST - Sólidos Totais; SFT - Sólidos Fixos Totais; SVT - Sólidos Voláteis Totais.

σ - desvio padrão

n - número de ensaios

^o Volume Evaporado (em relação ao volume inicial de 1 litro)

^{oo} Produto da concentração média pelo volume da amostra (referente ao FC)

^{ooo} Fração de Massa (%) - razão da massa do parâmetro pela massa do bruto, multiplicado por 100.

Em termos de massa, calculou-se que 96% dos ST ficaram retidos nos concentrados quando 50% da amostra foi evaporada, no entanto, a medida que um volume menor de amostra permaneceu no concentrado uma pequena parcela de ST tendeu a ser carregada para os condensados, resultando em um percentual menor de ST nos fatores de concentração de 25% e 5%, os quais ficaram em torno de 91% e 73% respectivamente.

A quantidade de SFT e SVT também aumentaram à medida que um volume maior de *lixiviado* foi evaporado. Um exemplo disso pode ser observado no fator de concentração de 50%, onde os valores de SFT (17.556 mg.L⁻¹) e SVT (3.658 mg.L⁻¹) foram quase duas vezes maiores que os valores mensurados nos *lixiviados* brutos, ou seja de 8.036 mg.L⁻¹ para SFT e 1.820 mg.L⁻¹ para SVT (Tabela 14). Os valores de SFT sempre se sobressaíram em relação aos valores de SVT presentes nos concentrados remanescentes.

Fink and Hart (2001), reforçam a importância do controle de sólidos no processo de evaporação, pois estes podem criar problemas ao processo de evaporação. Segundo os autores sais dissolvidos podem aumentar a temperatura de ebulição e conseqüentemente requerer maior consumo de energia para evaporar a água residuária em questão. Sólidos suspensos tendem a se depositar e provocar incrustações na parede do evaporador, criando uma barreira de isolamento em relação a fonte de aquecimento. A previsão do volume de sólidos suspensos e dissolvidos presentes na água residuária a ser evaporada é um aspecto importante na previsão da frequência de limpeza do evaporador.

Considerando os valores de sólidos totais obtidos no fator de concentração de 5% ($160.000 \text{ mg.L}^{-1}$), estima-se que para o *lixiviado A*, oriundo de um aterro sanitário onde são gerados em média 2 L.s^{-1} de lixiviado, ou seja $7,2 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$, a quantidade de lodo gerado pelo processo de evaporação ficaria em torno de 360 L.h^{-1} , composto de uma massa de Sólidos Totais da ordem de $57,6 \text{ kg.h}^{-1}$. Esse lodo, uma vez desidratado em equipamentos de filtro prensa ou em leitos de secagem, poderá ser encaminhado para disposição no próprio aterro sanitário.

5.3.2 Evaporação em pressões reduzidas

Neste ítem são apresentados e discutidos os resultados da segunda etapa experimental referente a avaliação do comportamento dos poluentes nos condensados ao longo do processo de evaporação conduzidos em pressões reduzidas. Para isso, fixou-se parâmetros de temperatura ($98 \text{ }^\circ\text{C}$) e pressão (210 mmHg) e variou-se o pH das amostras de lixiviado bruto. Foram realizados 2 experimentos, um em pH 4 (ácido) e outro em pH 10 (básico). Nesta etapa foram avaliados apenas os parâmetros de DQO e NH_3 . O lixiviado empregado neste experimento foi o *lixiviado B*, oriundo de um aterro sanitário mais antigo, porém com concentrações altas tanto de DQO como de NH_3 (Tabela 14). Os resultados da qualidade dos condensados para DQO e NH_3 e ao longo do processo de evaporação pode ser visualizado nas Figuras 33 e 34.

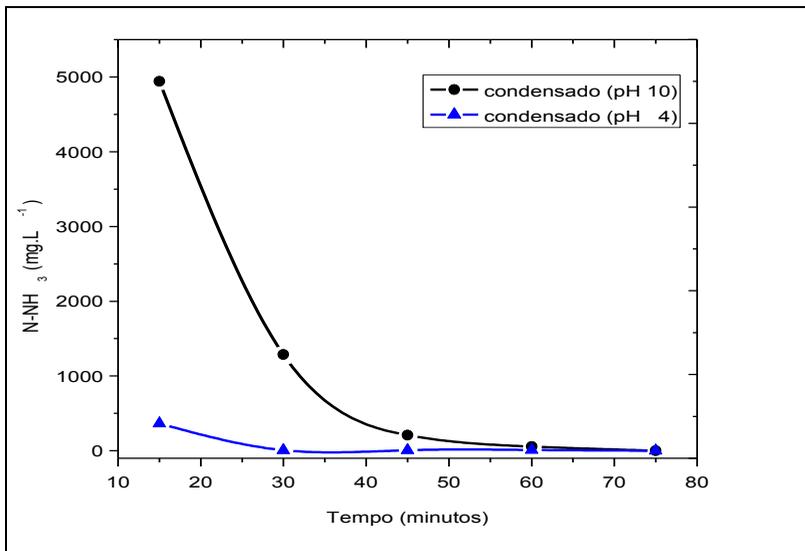


Figura 33 Concentração de NH_3 nos condensados em função do tempo de evaporação, em pH ácido e básico.

No experimento de evaporação realizado com ajuste de pH pra 10 observou-se a liberação de elevadas concentrações de NH_3 nos primeiros 15 min. (4.942 mg.L^{-1}) e queda gradativa da concentração nos condensados obtidos nos 30 min. (1.288 mg.L^{-1}), 45 min. (210 mg.L^{-1}) e 60 min. (56 mg.L^{-1}). Por outro lado, o comportamento de NH_3 nos condensados obtidos a partir da evaporação ácida a pH 4, indica que uma pequena parcela se desprende da amostra inicial de lixiviado nos primeiros 15 minutos de evaporação (364 mg.L^{-1}), sendo observado uma queda na concentração de amônia nos condensados subsequentes obtidos nos 30 min. ($8,4 \text{ mg.L}^{-1}$), 45 min. ($8,4 \text{ mg.L}^{-1}$), 60 min. ($11,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e 75 min. ($<1 \text{ mg.L}^{-1}$). Observa-se pelo gráfico que a evaporação em pH 4 foi suficiente para impedir a volatilização do nitrogênio amoniacal na temperatura de $98 \text{ }^\circ\text{C}$ e pressão de 210 mmHg , porém, em pH 10 observa-se que o nitrogênio amoniacal foi totalmente transferido para o condensado.

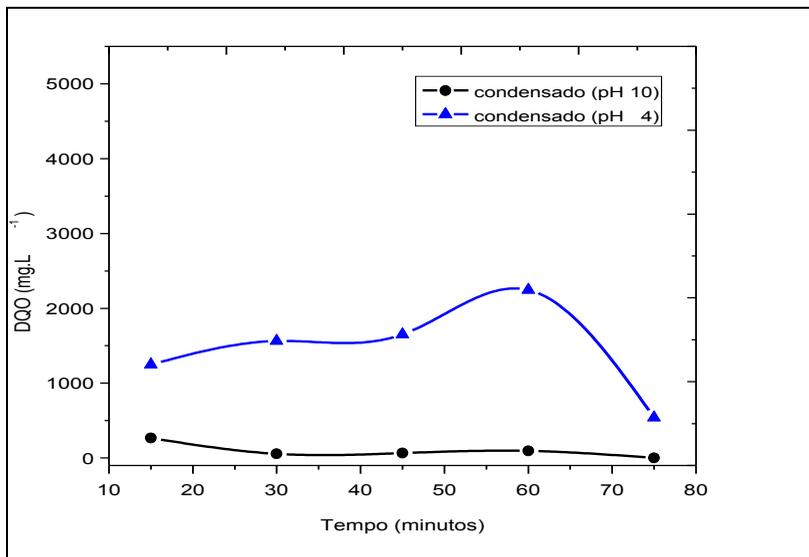


Figura 34 Concentração de DQO nos condensados em função do tempo de evaporação, em pH ácido e básico.

A transferência de matéria orgânica, mensurada em termos de DQO, nos condensados obtidos a partir de evaporações ácidas e básicas, revelou o comportamento distinto da DQO frente as duas condições de pH (Figura 34). No experimento realizado em meio ácido o comportamento da DQO ao longo do tempo apresentou aumento gradativo, atingindo uma concentração máxima no condensado coletado aos 60 minutos (2.245 mg.L^{-1}) seguido de uma redução nos 15 minutos subsequentes (541 mg.L^{-1}). No experimento realizado em meio básico a DQO no condensado variou na faixa de 50 a 100 mg.L^{-1} , sendo uma concentração maior observada nos primeiros 15 minutos (267 mg.L^{-1}). Portanto, observou-se que no experimento realizado em pH 4 a concentração de DQO no condensado atingiu valores bem superiores ($> 1.000 \text{ mg.L}^{-1}$) aos observados nos condensados obtidos a partir das evaporações em meio básico.

Comportamentos semelhantes foram observados por outros pesquisadores. Di Palma *et al.* (2002) analisando o comportamento do Carbono Orgânico Total (COT) nos condensados, observou uma liberação rápida da fração orgânica volátil nos primeiros volumes de condensados, onde foram detectadas concentrações altas de COT (> 180

mg.L⁻¹), seguido de uma redução na concentração para 70 mg.L⁻¹ quando cerca de 70 a 75% do volume total da amostra havia sido evaporada, e após um novo aumento da concentração para valores próximos a 200 mg.L⁻¹ nas últimas frações de condensado coletadas. Di Palma *et al.* (2002) atribui este aumento da concentração de COT, nas últimas frações de condensado, à volatilização de compostos orgânicos mais pesados.

Yue *et al.* (2006) reportou concentrações mais altas de DQO nos condensados obtidos a partir de evaporações em condições ácidas, do que nos condensados obtidos a partir de condições básicas, e atribuiu as altas concentrações de DQO aos compostos orgânicos voláteis, tais como ácido acético, ácido propanóico e ácido butanóico, os quais em condições ácidas apresentam-se mais na forma molecular do que iônica.

Os resultados desta etapa revelam que no tratamento de um lixiviado com altas concentrações de matéria orgânica volátil e nitrogênio amoniacal o tratamento por evaporação precisa contemplar duas fases, sendo uma em meio básico para impedir a transferência da matéria orgânica para o condensado, seguida de uma evaporação ácida para impedir a transferência do nitrogênio amoniacal da fase líquida para a gasosa.

5.4 IDENTIFICAÇÃO DE COV NOS GASES E VAPORES RESULTANTES DO AQUECIMENTO DE LIXIVIADO

Neste tópico serão apresentados os resultados referentes à identificação dos Compostos Orgânicos Voláteis presentes em lixiviados de aterro sanitário e passíveis de serem transferidos para a atmosfera. São apresentados os resultados obtidos por dois métodos diferentes de extração: (a) Microextração em Fase Sólida; e (b) Amostragem Ativa em Sólido Adsorvente.

5.4.1 Microextração e Fase Sólida (SPME)

A análise de COV pelo método de Microextração em Fase Sólida teve como objetivo verificar quais os principais compostos liberados pelo aquecimento do lixiviado em baixa temperatura. Realizou-se a extração de compostos orgânicos voláteis em pelo menos quatro temperaturas diferentes (30 °C, 40 °C, 50 °C e 60 °C), além disso, foi feita uma análise comparativa entre os *Lixiviados B* e *D* na temperatura de 40 °C.

Antes de iniciar as análises de identificação dos COV no CGMS realizou-se uma leitura sem injeção de amostra, para certificar-se de que não havia contaminação da coluna por outros compostos, assim, obteve-se um cromatograma base, servindo de branco. O tempo de realização da corrida do branco foi de 60 minutos, assim como todas as corridas cromatográficas subsequentes com amostra dos compostos adsorvidos na fibra (também chamados de analitos). A Figura 35 apresenta o cromatograma obtido sem adição amostra (branco).

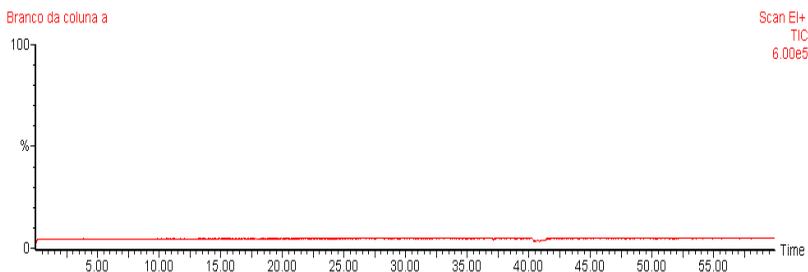


Figura 35 Cromatograma da corrida realizada sem injeção de amostra

Utilizou-se o *Lixiviado B* para avaliar a quantidade de compostos adsorvidos na fibra em diferentes temperaturas de extração (30, 40, 50 e 60°C). As Figuras 36 a 39 apresentam os cromatogramas obtidos nesta etapa. Para efeitos de comparação todos os cromatogramas estão na mesma escala.

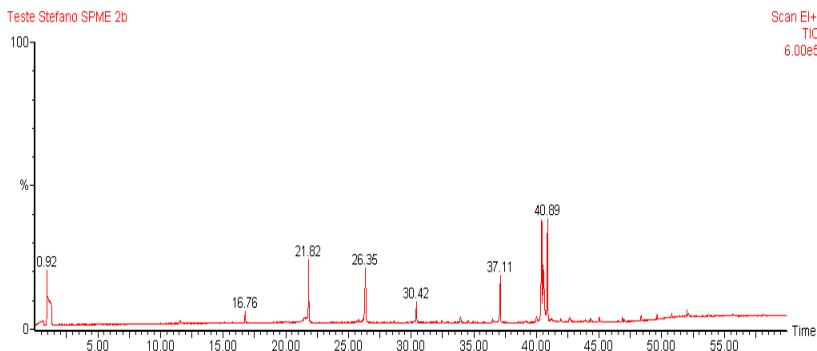
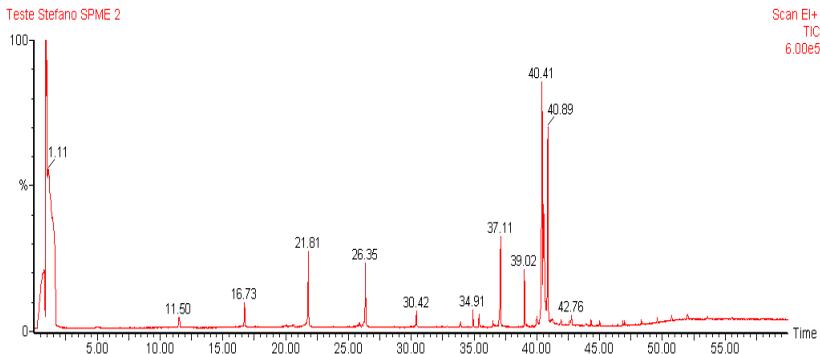
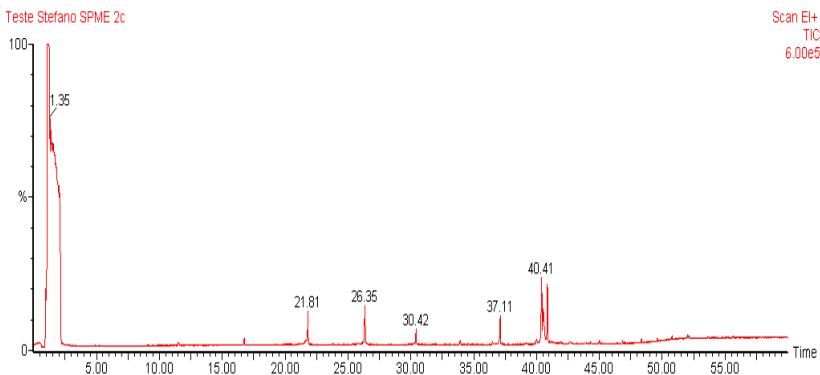
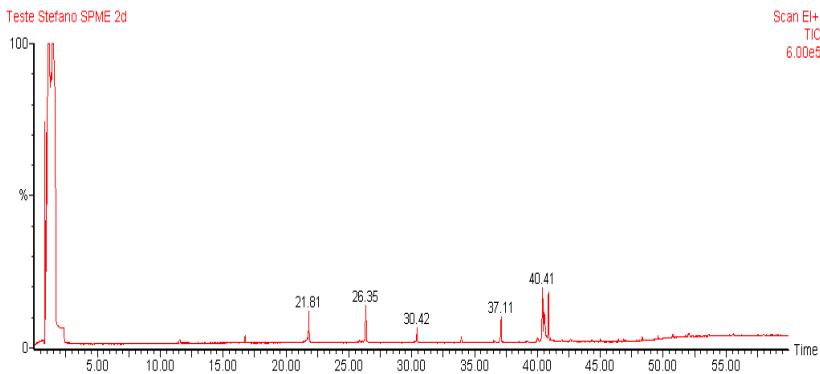


Figura 36 Cromatograma dos COV extraídos do *lixiviado B* a 30°C

Figura 37 Cromatograma dos COV extraídos do *lixiviado B* a 40°CFigura 38 Cromatograma dos COV extraídos do *lixiviado B* a 50°CFigura 39 Cromatograma dos COV extraídos do *lixiviado B* a 60°C

Conforme apresentado nas Figuras 36 a 39 todos os cromatogramas apresentaram picos bem definidos, sendo que, em função da temperatura, possuem picos com maior ou menor intensidade. Nota-se que os tempos de retenção (Tr) dos picos são praticamente os mesmos nos cromatogramas e apenas a 40 °C pode-se perceber que surgem diferentes picos. Com auxílio do software do cromatógrafo, foi possível realizar a integração da área de alguns dos principais picos observados nos cromatogramas. O cálculo da área de um pico é de extrema importância, visto que a partir deste são realizadas a quantificação dos compostos. A Tabela 19 apresenta a área em percentual dos principais picos observados em função do tempo de retenção e da temperatura de extração.

Tabela 19 Área dos picos referentes aos cromatogramas realizados nas temperaturas de 30, 40, 50 e 60 °C no lixiviado B

Picos Tempo Retenção (minutos)	Área do Pico (%)			
	30 °C	40°C	50°C	60°C
11,5	1.041	3.291	752	835
16,76	1.689	3.208	1.111	1.192
21,82	8.897	11.921	5.880	6.551
26,35	10.860	9.216	6.098	5.756
30,42	3.260	2.924	2.612	2.507
37,11	5.911	11.554	3.738	3.234
40,41	13.000	30.722	8.372	6.762

Analisando os dados da Tabela 19 observa-se que a extração dos COV em diferentes temperaturas variou bastante. Esperava-se obter maior número de picos com áreas maiores nas temperaturas de 50 e 60 °C, visto que em temperaturas maiores espera-se uma maior liberação dos compostos voláteis para o *headspace* do frasco, e, por conseguinte uma maior adsorção pela fibra, porém esta hipótese não se confirmou.

Nota-se que nas temperaturas mais altas (50 e 60 °C) houve a diminuição da área do pico, indicando uma menor adsorção de compostos voláteis pela fibra. A explicação a tal fato pode estar relacionada ao surgimento de gotas de vapor d'água dentro dos frascos das amostras durante a etapa de extração de analitos (compostos

orgânicos voláteis). Estas gotas podem ter condensado sobre a fibra, retirando os compostos já adsorvidos, interferindo dessa forma nas análises.

Visto que a extração a 40 °C apresentou o número de picos com maior área, utilizou-se esta temperatura como referência para comparar a extração de compostos orgânicos voláteis presentes em dois lixiviados, sendo um mais antigo (*Lixiviado B*) e o outro jovem (*Lixiviado D*). Os cromatogramas obtidos da extração de compostos orgânicos voláteis nos dois lixiviados podem ser visualizados nas Figuras 40 e 41.

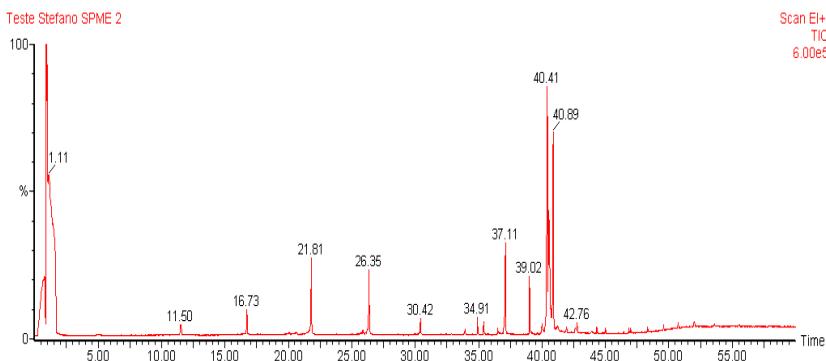


Figura 40 Cromatograma dos COV extraídos do *lixiviado B* a 40°C

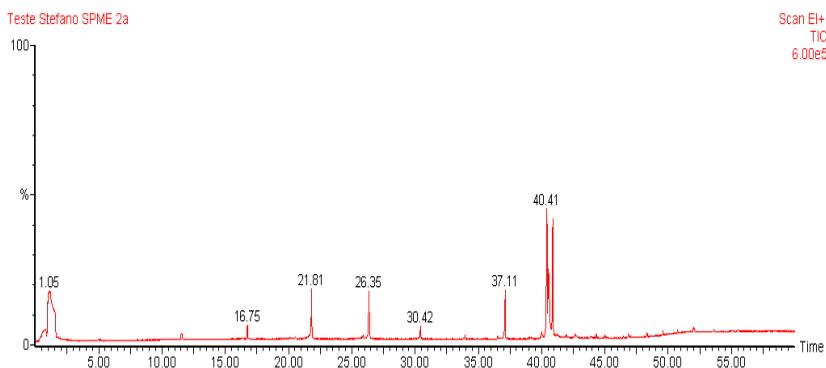


Figura 41 Cromatograma dos COV extraídos do *lixiviado D* a 40°C

Os cromatogramas obtidos para os dois lixiviados indicam que não houve grandes variações de compostos orgânicos voláteis presentes e adsorvidos pela fibra na temperatura de 40 °C. Observa-se, porém que o *lixiviado B*, embora mais antigo, apresentou maior número de picos bem definidos. Esperava-se que o *lixiviado D*, por ser oriundo de um aterro mais jovem apresentasse maior número de picos (compostos orgânicos voláteis), mas isso não ocorreu. Foi possível verificar nas Figuras 40 e 41 que os dois lixiviados apresentaram picos em tempos de retenção muito próximos, por vezes idênticos, indicando a presença de compostos orgânicos voláteis comuns nos dois lixiviados.

Visto que a extração na temperatura de 40 °C obtida a partir do *lixiviado B* apresentou o maior número de picos com maior área, utilizou-se o referido cromatograma para a identificação dos compostos orgânicos voláteis. A Tabela 20 apresenta os possíveis (com probabilidade acima de 75%) compostos orgânicos voláteis obtidos no cromatograma escolhido (Figura 40).

Tabela 20 Identificação dos COV no *lixiviado B* (temperatura 40 °C)

Tr (min)	Prob. (%)	Nomenclatura (IUPAC)	Massa Molecular (g/mol)	Fórmula Química
1,11	76,8	Etanodiamina	88	C ₂ H ₄ O ₂ N ₂
11,5	79,1	1,1,3,3,5,5-Hexametiltrisiloxino	208	C ₆ H ₂₀ O ₂ Si ₃
16,73	78,4	Decametil-ciclopentasiloxano	370	C ₁₀ H ₃₀ O ₅ Si ₅
26,35	83,9	3,5-Dimetoxi-1,1,1,7,7,7-Hexametil Tetrasiloxane	518	C ₁₆ H ₄₅ O ₇ Si ₆
30,42	79,1	1,1,1,7,7,7-Hexametil-3,5,5-Tris-Etoxi	562	C ₁₇ H ₅₀ O ₇ Si
34,91	88,9	Heptanol	116	C ₇ H ₁₆ O
35,39	90,6	2-Metil-2-Propanamina	73	C ₄ H ₁₁ N
37,11	92,2	Etil Ester-Acidononadecanóico	326	C ₂₁ H ₄₂ O ₂
39,02	91,7	N-Morfolinometil-Isopropil	175	C ₈ H ₁₇ ONS
40,41	94,6	Ácido Oleico	282	C ₁₈ H ₃₄ O ₂
40,89	96,3	Etil Ester-Acidononadecanóico	326	C ₂₁ H ₄₂ O ₂
42,76	92,2	N-Morfolinometil-Isopropil	175	C ₈ H ₁₇ ONS

* Identificação por biblioteca NIST acoplada ao sistema de CG/EM

A identificação dos compostos orgânicos voláteis presentes no *lixiviado B* e extraídos a temperatura de 40 °C revelou a presença de compostos tais como: aminas, alcoóis, ésteres e siloxanos.

5.4.2 Amostragem Ativa em Sólido Adsorvente

A análise de COV pelo método de Amostragem Ativa em Sólido Adsorvente (CarbotrapTM e Tenax TATM) teve como objetivo verificar quais os compostos orgânicos passíveis de serem liberados pelo aquecimento do lixiviado. A temperatura de $85\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ foi fixada neste experimento, no intuito de coletar o máximo de espécies orgânicas voláteis desprendidas da massa líquida, com o mínimo possível de vapor de água, visto que os vapores de água concorrem com os compostos orgânicos pelos sítios de adsorção dos cartuchos adsorventes. Foram realizadas duas coletas para identificação das espécies de COV presentes nos gases e vapores do *lixiviado A*. O volume da amostra (1) foi de 211,6 mL, enquanto na amostra (2) foi coletado um volume de 543,5 mL de vapor.

As Figuras 42 e 43 apresentam os cromatogramas dos picos dos vários compostos orgânicos voláteis identificados a partir das coletas realizadas nos volumes de 211,6 mL e 543,5 mL de gases e vapores. Cada pico apresentado no cromatograma representa um composto orgânico e o tempo em que este levou para percorrer a coluna cromatográfica.

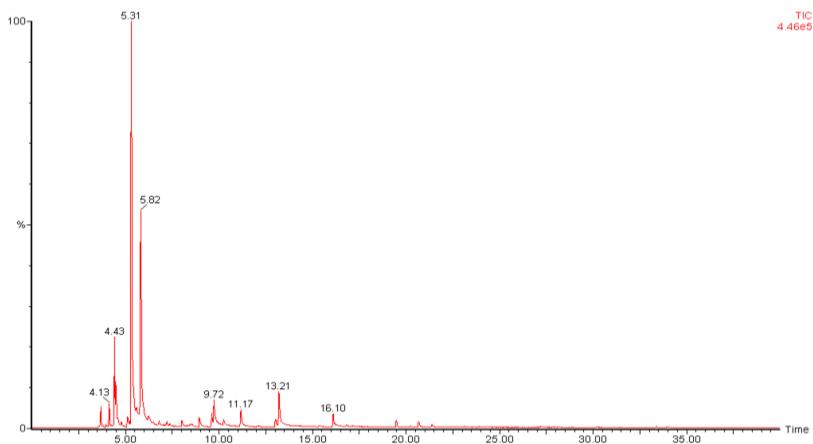


Figura 42 Cromatograma dos compostos orgânicos voláteis extraídos nos gases e vapores do lixiviado A ($85\text{ }^{\circ}\text{C}$ e Volume Coleta = 211,6 mL)

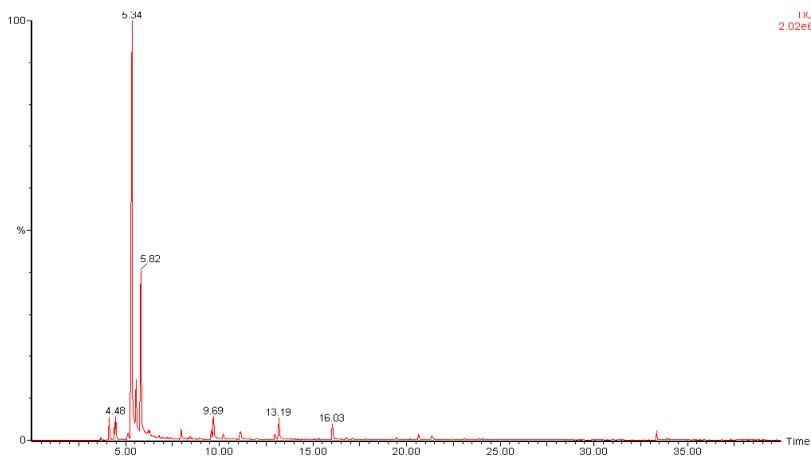


Figura 43 Cromatograma dos compostos orgânicos voláteis extraídos nos gases e vapores do lixiviado A (85 °C e Volume Coleta = 543,5 mL)

Os dois cromatogramas apresentaram picos com tempos de retenção muito próximos. No entanto, a coleta realizada com maior volume de amostra (543,5 mL) apresentou maior quantidade de picos bem definidos, além de apresentar um maior número de compostos com probabilidade superior a 75% na espectrometria de massas. Dessa forma, procedeu-se a identificação dos compostos obtidos pela espectrometria de massas do cromatograma referente ao volume de coleta de 543,5 mL.

A Tabela 21 apresenta os compostos, que, ao serem identificados pela espectrometria de massas, apresentaram probabilidade superior a 75%. Os compostos elencados na tabela podem ser identificados no respectivo cromatograma (Figura 43) pelo tempo de retenção (Tr).

Tabela 21 Identificação dos COV no *lixiviado A* (temperatura 85 °C)

Tr. (min.)	Prob. (%)	Nomenclatura (IUPAC)	Massa Molecular (g/mol)	Fórmula Química
3,692	81,5	2 propanamina	59	C ₃ H ₉ N
4,114	79,7	2 metil, pentanal	100	C ₃ H ₁₂ O
4,481	98,1	acetato de metila	74	C ₃ H ₆ O ₂
5,363	97,8	2 butanona	72	C ₄ H ₈ O
5,58	99,1	2 butanol	74	C ₄ H ₁₀ O
5,825	85	acetato de etila	88	C ₄ H ₈ O ₂
6,793	91,9	3 metil, butanal	86	C ₅ H ₁₀ O
7,982	95,7	2 pentanona	86	C ₅ H ₁₀ O
9,559	88,5	propanato de etila	102	C ₅ H ₁₀ O ₂
9,687	90	acetato de propila	102	C ₅ H ₁₀ O ₂
10,2	99	butanoato de metila	102	C ₅ H ₁₀ O ₂
11,135	97,9	dissulfeto de metila	94	C ₂ H ₆ S ₂
12,951	96,6	acetato de 1-metil propila	116	C ₆ H ₁₂ O ₂
13,171	98,5	tolueno ou metil benzeno	92	C ₇ H ₈
16,031	99,6	butanoato de metila	116	C ₆ H ₁₂ O ₂
20,633	98,4	etil benzeno	106	C ₈ H ₁₀
21,366	98,9	1,2- dimetil, benzeno	106	C ₈ H ₁₀
23,841	97,7	butanoato de propila	130	C ₇ H ₁₄ O ₂
33,356	98,8	1- metil-4- (1- metiletil) benzeno	134	C ₁₀ H ₁₄
33,888	94,1	eucaliptol	154	C ₁₀ H ₁₈ O

* Identificação por biblioteca NIST acoplada ao sistema de CG/EM

O resultado da identificação dos compostos orgânicos voláteis nos evaporados do *lixiviado A* evidenciou, principalmente, a presença de compostos com funções químicas oxigenadas. Do total de 20 picos cromatográficos observados, 14 são compostos com funções químicas oxigenadas (8 ésteres, 2 aldeídos, 2 cetonas, 2 alcoóis), 4 hidrocarbonetos aromáticos, 1 amina e 1 tio-composto.

5.4.3 Considerações sobre os Compostos Orgânicos Voláteis nos Lixiviados

Como resultado da aplicação de duas metodologias para identificação dos COV em gases e vapores oriundos do aquecimento de lixiviados, alguns grupos de compostos orgânicos foram encontrados em ambas as análises (SPME e Amostragem Ativa). Destaca-se a presença dos hidrocarbonetos oxigenados (alcoóis e ésteres) na extração realizada na temperatura de 40 °C e a presença de mais dois grupos, no caso, os aldeídos e cetonas na temperatura de 98 °C. A presença de aminas foi observada nas duas temperaturas estudadas. E a presença de hidrocarbonetos aromáticos e tio-compostos só foram reportados nas coletas dos gases e vapores realizados na temperatura de 98 °C.

Segundo Williamson (1973) os hidrocarbonetos oxigenados são os principais responsáveis por irritações nos olhos e causadores de danos as plantas. Existem vários grupos distintos de hidrocarbonetos oxigenados, cada um com suas propriedades características. Dentre os hidrocarbonetos oxigenados, os aldeídos e cetonas são os mais reativos em *smog* fotoquímicos. O grupo dos alcoóis, por exemplo, não tem importância significativa na formação do *smog* fotoquímico, no entanto os aldeídos podem ser formados a partir da oxidação dos alcoóis. Os aldeídos são comumente encontrados em gases de exaustão de motor veicular como resultado da combustão incompleta de hidrocarbonetos. O nome de cada aldeído é derivado do nome do ácido carboxílico correspondente, por exemplo, formaldeído (ácido fórmico), acetaldeído (ácido acético), propionaldeído (ácido propiônico) e assim por diante.

A presença de compostos orgânicos voláteis com funcionalidade de alcoóis foi reportada por Saba *et al.* (1999) em análises em condensados resultantes do processo de evaporação de lixiviados de aterros sanitários, utilizando a técnica de Microextração em Fase Sólida e identificação em Cromatografia Gasosa por Espectrometria de Massa (SPME/CGEM). Os autores atribuíram a presença destes compostos como produtos da oxidação aeróbia, apesar de que em aterros sanitários a condição anaeróbia é predominante. Entretanto, algumas espécies de alcoóis podem derivar da decomposição de surfactantes não iônicos, tais como nonilfenóis. Nascimento Filho (2001) identificou, em um lixiviado de aterro sanitário no sul do Brasil, diversos compostos orgânicos utilizando a técnica de Extração em Fase Sólida seguida de Cromatografia Gasosa por Espectrometria de Massa (EFS/CGEM). O autor reportou a presença de pelo menos 18 compostos, dentre os diversos agrupamentos químicos, especialmente aqueles contendo

átomos de oxigênio, nitrogênio e enxofre. Entre os compostos estavam presentes os ácidos carboxílicos, compostos nitrogenados, alcoóis e cetonas. Além disso, o autor reportou a presença de dois importantes estrógenos ambientais (bisfenol e ftalatos), bem como a presença de compostos que atuam como princípios ativos de medicamentos (bensixanol).

Dentre os COV identificados nos vapores do *lixiviado A* na temperatura de 98 °C destaca-se a presença de hidrocarbonetos aromáticos, tais como o tolueno (metil benzeno), etilbenzeno e xileno (dimetil benzeno). Esses hidrocarbonetos monoaromáticos são muito utilizados como solventes e matéria-prima em diversos processos industriais, além de estarem presentes, em grandes quantidades, nos combustíveis fósseis. Segundo Mazzeo (2009) os compostos BTEX apresentam alta volatilidade, e por isso são importantes contaminantes atmosféricos. Contribuem nos processos de degradação ambiental, interferindo, por exemplo, na redução do ozônio estratosférico e na formação do ozônio troposférico. Na troposfera a oxidação destes COV, na presença de óxidos de nitrogênio, leva à formação do *smog* fotoquímico, prejudicial para os seres humanos, animais e vegetação.

Outra preocupação que deve ser considerada é a presença de aldeídos nas amostras de vapores oriundos do *lixiviado A*. Abrantes *et al.* (2005) destaca alguns problemas relacionados à exposição humana aos aldeídos, entre eles a capacidade de irritar os olhos e as vias aéreas superiores, além disso, podem causar dores de cabeça, sensação de desconforto e de irritabilidade. No ambiente provocam alterações na atmosfera, gerando outros compostos. Dentre complexas reações químicas que ocorrem na atmosfera, destaca-se a formação do ozônio troposférico, que contribui para a formação do *smog* fotoquímico. Alves *et al.* (2006) reitera que os COV de maneira geral desempenham um papel relevante na química da atmosfera por atuarem como precursores do *smog* fotoquímico, através da formação de radicais orgânicos que levam à produção de ozônio troposférico e à modificação da capacidade oxidante da atmosfera.

Além das alterações provocadas na atmosfera, muitos destes compostos voláteis presentes tem sido associados a odores típicos encontrados em aterros sanitários (SENANTE *et al.*, 2003; BOWLY, 2003), dentre os quais destaca-se o tio-composto dissulfeto de metila, encontrado também nos vapores do *lixiviado A*, cujo limite de percepção é extremamente baixo da ordem de 0,001 ppm. Compostos da família das aminas também foram encontrados nos cromatogramas para os *lixiviados A e B*. As aminas são compostos orgânicos (radical $-NH_2$)

derivados do amoníaco e assim como o nitrogênio amoniacal, as aminas têm um odor desagradável aliado a uma alta toxicidade e são facilmente volatilizadas em temperaturas superiores a 27 °C (BELLI, 1995).

Lambolez-Michel *et al.* (2003) em seu estudo sobre as emissões atmosféricas em dois aterros sanitários detectou a presença de vários compostos orgânicos voláteis. Os resultados do levantamento indicaram que a maioria dos compostos orgânicos voláteis identificados era do grupo das cetonas, aldeídos e alcoóis e, embora muitos dos compostos identificados estivessem em níveis baixos de concentrações, o autor destacou que os mesmos desempenham um papel importante na emissão de odores. Os compostos organoclorados, que são descritos na literatura como sendo encontrados regularmente em quantidades significativas no ambiente de aterro, de fato estavam presentes nos levantamentos feitos por Lambolez-Michel *et al.* (2003). A presença de compostos orgânicos voláteis do grupo das cetonas, aldeídos e alcoóis também foi identificada nas amostras de vapores do *lixiviado A*, embora não tenha sido observada a presença de compostos organoclorados (Anexo I - laudos de análise no *lixiviado A* e seu condensado).

Strelau (2006) em seu trabalho avaliou diferentes métodos de extração de compostos orgânicos (SPME, ELL, Ultra-som/Liofilização e Resina Catiônica XAD- 4) em lixiviados de aterros sanitários localizados no estado de Santa Catarina. Entre os compostos encontrados reportou a presença de hidrocarbonetos ciclênicos, tais como o pineno, que se encontra nas essências de terebintina, pinheiro e canela. O limoneno (que se encontra na essência dos cítricos), o dipenteno (mistura de isômeros ópticos do limoneno), o isopreno (diene, líquido incolor é usado na produção de borrachas sintéticas), e os esteróis. Foram identificados alguns fitoesteróis, sendo os mais abundantes o sitosterol, o campesterol e o estigmasterol. Também foram identificados a presença de naftalenos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), cresóis (fenóis derivados do tolueno), ciclotetrasiloxano e octametilsiloxano, os quais são extremamente tóxicos e cumulativos no tecido adiposo principalmente por serem de fácil aquisição e de difícil controle. Segundo o autor, desde que os compostos de ciclotetrasiloxano e octametilsiloxano foram descobertos por Armour em 1976, o anti-perspirante, a base de silicone ganhou grande aceitação no campo dos cosméticos. Hoje em dia, os silicones transformaram-se nos ingredientes chaves de muitos tipos de formulação, desde produtos de cosméticos, tintas e/ou protetores inorgânicos como dióxido de titânio (TiO₂) e óxido de zinco (ZnO) nos produtos diários para a proteção de raios ultra-violetas.

As análises de COV realizadas neste estudo indicou a presença de diversos compostos, muitos deles impactantes à saúde e ao meio ambiente. No entanto, os resultados revelam apenas a probabilidade de o composto estar presente na amostra, não sendo possível afirmar que os compostos identificados estavam presentes em concentração suficientemente elevadas para serem prejudiciais à saúde humana e/ou ao meio ambiente. Dessa forma, recomenda-se que análises quantitativas sejam realizadas, visando identificar o real impacto destas emissões.

5.5 EMISSÕES DE NH₃ e H₂S NOS GASES E VAPORES RESULTANTES DO AQUECIMENTO DE LIXIVIADO

Neste tópico são apresentados os resultados referentes à identificação de compostos inorgânicos voláteis (NH₃ e H₂S) presentes em lixiviados de aterro sanitário e passíveis de serem transferidos para a atmosfera pelo aquecimento do lixiviado. A coleta dos gases foi realizada por soluções absorventes conforme descrito no item 4.5.4 deste trabalho. Nesta etapa foram avaliados dois lixiviados, sendo um oriundo de aterro mais velho (*lixiviado B*) e outro de um aterro mais jovem (*lixiviado C*).

Os resultados de concentração para o nitrogênio amoniacal obtidos para os dois lixiviados podem ser observados na Tabela 22. Os valores de NH₃ mensurados nos gases e vapores no sistema estudado indicaram um potencial de emissão de NH₃ extremamente preocupante do ponto de vista ambiental e da saúde humana.

Tabela 22 Concentrações de NH₃ nos gases e vapores de lixiviado

Amostra de Lixiviado	<i>Lixiviado B</i> (pH 8,5)			<i>Lixiviado C</i> (pH 7,7)		
	<i>n</i>	(mg.m ⁻³)	σ	<i>n</i>	(mg.m ⁻³)	σ
Sem ajuste pH	10	914	610	4	1.555	803
Com ajuste pH (4,00)	7	15	20	4	19	16

σ - desvio padrão; *n* - número de ensaios.

Pode-se observar que a evaporação de lixiviado a 100 °C por um período de duas horas resultou na liberação de altas concentrações de nitrogênio amoniacal para a fase gasosa nos dois lixiviados analisados. Nos ensaios de evaporação realizados sem ajuste de pH, a concentração

de NH_3 nos gases do *lixiviado B* foi em média menor do que a concentração de NH_3 encontrada nos gases do *lixiviado C*, embora a concentração de NH_3 nos lixiviados brutos revelaram que o *lixiviado B* tinha uma concentração de NH_3 maior (1.298 mg.L^{-1}) do que a observada no *Lixiviado C* (918 mg.L^{-1}). Porém, devido ao pequeno número de ensaios realizados para o *lixiviado C*, representado pelo elevado desvio padrão, não foi possível afirmar que a evaporação do *lixiviado C* emite maior quantidade de NH_3 para a atmosfera que o *lixiviado B*.

Por outro lado, nos ensaios realizados com ajuste de pH para 4 observa-se uma redução significativa dos valores de NH_3 nos gases evaporados em ambos os lixiviados, sendo em média 15 mg.m^{-3} para o *lixiviado B* e 19 mg.m^{-3} para o *lixiviado C*. Porém, é importante destacar que mesmo com o ajuste algumas concentrações ultrapassaram o limite de tolerância de 14 mg.m^{-3} estabelecido pela Norma Regulamentadora Brasileira (NR 15) para exposição ocupacional para um regime de trabalho de 48 h/semana. De odor bastante característico (pungente), o nitrogênio amoniacal é perceptível a concentrações acima de 50 ppm (BUSCA e PISTARINO, 2003 *apud* SCHIRMER, 2004).

Quanto às análises de H_2S , não foi possível detectá-los nos gases liberados pelo processo de evaporação de lixiviado. A dissociação do H_2S em HS^- e H^+ é mais favorável em pH acima de 7, já em pH menores o S^{2-} é estável e permanece na forma de H_2S . Segundo WEF (1995) *apud* Schirmer (2004) em pH 4 estima-se que 99,9% do sulfeto esteja na forma de H_2S . Porém nos ensaios realizados, mesmo com acidificação do lixiviado para pH 4, não foi possível detectar a presença de H_2S nos gases e vapores resultantes do aquecimento do lixiviado a 100°C . A razão disso pode estar associada à escolha da metodologia (método gravimétrico), o qual não foi suficiente para detectar frações pequenas de H_2S nos gases e vapores coletados. Segundo Maris e Laplanche (1995) para uma vazão de amostragem de 200 L.h^{-1} , o método permite detectar concentrações da ordem de $5.000 \text{ }\mu\text{g.m}^{-3}$, ou seja, concentrações abaixo deste valor não são facilmente detectadas por este método.

Rehmann (2003) em seus experimentos detectou a presença de pequenas concentrações de H_2S nos gases de exaustão de um evaporador de contato direto, na faixa de 8 a $12 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$. Quanto à influência da temperatura de evaporação no balanço de massa para o H_2S , os resultados indicaram que com o aumento da temperatura de 42 para 82°C na coluna de evaporação houve uma redução de H_2S no concentrado de 4% para 1%. Para o autor o motivo desta redução se deve ao fato de que a solubilidade do H_2S diminui com o aumento da temperatura.

Quanto aos efeitos do pH no comportamento do H_2S , o autor relatou que nos ensaios realizados com ajuste de pH os percentuais em massa de H_2S nos concentrados foram em torno de 35% e 65% nos experimentos realizados nos pH de 3,5 e 5,5 respectivamente.

Segundo a ASTDR (1990) as três espécies de enxofre predominante em ambiente de aterro sanitário são o sulfeto de hidrogênio, dimetil sulfeto e mercaptanas. Destes três sulfetos, o sulfeto de hidrogênio é o encontrado em concentrações mais altas nos ambientes de aterros sanitários. Os humanos são extremamente sensíveis a odores de sulfeto de hidrogênio e podem perceber tais odores a concentrações tão baixas quanto 0,5 a 1 parte por bilhão (ppb). Em níveis próximos a 50 ppb, algumas pessoas podem achar o odor ofensivo. O H_2S possui odor característico de ovo podre, é corrosivo, tóxico, solúvel em águas residuárias e pode ser letal a concentrações elevadas (> 1.000 ppm).

6. CONCLUSÕES

As principais conclusões deste trabalho são descritas na sequência:

Nos experimentos realizados em pressão atmosférica, nas temperaturas de 100, 110 e 120 °C, não foram observadas variações significativas na qualidade dos efluentes (condensado e concentrado) frente às análises de NH₃, DQO, COT, Cl⁻, ST, SFT, SVT, SDT e SST. Já nos experimentos realizados em pressões reduzidas, observou-se que quanto menor a pressão de trabalho aplicada ao sistema de evaporação/condensação, menor quantidade de NH₃ arrastada para os condensados. Por outro lado, a concentração de DQO nos condensados se mostrou ser maior com a redução da pressão aplicada.

De maneira geral, os resultados obtidos na primeira etapa da pesquisa indicaram que a evaporação de lixiviado, como alternativa de tratamento, conseguiu eficientemente reter grande parte dos compostos analisados no concentrado, a exemplo da DQO, COT, Cl⁻, ST, SFT, SVT, SDT e SST. Entretanto, verificou-se que a maior parte do Nitrogênio Amoniacal presente no lixiviado bruto foi arrastada para o condensado em todos os experimentos realizados.

Nas análises ambientais realizadas ao longo do processo de evaporação sob diferentes pH, observou-se comportamentos distintos nos principais parâmetros analisados (DQO, Cl⁻, NH₃ e ST) nos efluentes (concentrados e condensados). Com respeito a DQO verificou-se uma concentração maior nos condensados coletados nas primeiras frações e nas últimas frações (< 25% e > 75%). Quanto a variação de pH, não foram constatadas diferenças significativas nas concentrações de DQO nos condensados obtidos com e sem ajuste de pH, já nos concentrados os valores de DQO nas frações obtidas sem ajuste de pH foram bem superiores aos valores encontrados para os concentrados remanescentes com ajuste de pH para 4.

As análises de NH₃ ao longo do processo de evaporação, indicou elevadas concentrações nas primeiras frações de condensados sem ajuste de pH (7,9), seguida de uma queda rápida de concentração no decorrer do processo de evaporação. Porém, um comportamento diferente foi observado nas análises de NH₃ nos condensados obtidos com ajuste de pH para 4. Nestes, observou-se um arraste insignificante de NH₃ (<1%) para os condensados até a fração de 75% do volume evaporado, a partir da qual, observou-se um incremento na transferência de NH₃ para o condensado. Apesar do aumento da concentração de NH₃ na última fração de condensado, a eficiência de retenção para NH₃ ainda foi

superior a 97% e a quantidade total de NH_3 em massa arrastada para os vapores condensados não ultrapassou a 4% da massa total de NH_3 presente no lixiviado bruto. Ou seja, nestes experimentos, a acidificação do lixiviado mostrou ser um mecanismo eficiente para retenção de NH_3 nos efluentes concentrados.

Quanto ao comportamento dos Cloretos observou-se que nos experimentos sem ajuste de pH a transferência de Cl^- para o condensado ocorreu logo no início do processo de evaporação. Entretanto, nas evaporações ácidas a transferência de Cl^- para o condensado ocorreu preferencialmente nas últimas frações de condensado. Apesar do arraste de Cl^- para os condensados ocorrer de maneira distinta para os experimentos realizados em pH 4 e pH 7,9 a quantidade em massa de Cl^- transferida para os condensados foi relativamente pequena nos dois casos (menos de 5% em massa) em relação a concentração de Cl^- presente nas amostras de lixiviado bruto. Em geral, foram mensuradas altas concentrações de Cl^- nos concentrados, indicando que a maior parte dos cloretos se apresentava na forma de sais, sendo, portanto estáveis à evaporação.

Quanto à quantidade de Sólidos Totais nos concentrados, observou-se que a concentração foi duas vezes maior quando evaporado 50% do volume inicial de lixiviado bruto e aproximadamente 15 vezes maior quando evaporado 95% da amostra de lixiviado. A concentração de SFT e SVT também aumentou à medida que um volume maior de lixiviado foi evaporado. No fator de concentração de 50% foram quase duas vezes maiores que os valores mensurados nos lixiviados brutos. Esses dados indicam que o processo de evaporação foi eficiente na separação dos sólidos presentes no lixiviado bruto.

A presença de algumas espécies de COV foi observada em amostras de gases e vapores resultantes do aquecimento de lixiviado, com a utilização de duas metodologias de extrações (SPME e Amostragem Ativa). Entre os COV identificados, destaca-se os hidrocarbonetos oxigenados (alcoóis e ésteres) a temperatura de 40 °C e a presença de mais dois grupos (aldeídos e cetonas) na temperatura de 98 °C. A presença de aminas também foi observada nas duas temperaturas estudadas. E a presença de hidrocarbonetos aromáticos e tio-compostos só foram reportados nas coletas de vapores feitas na temperatura de 98 °C. Dentre os COV identificados nos vapores dos lixiviados na temperatura de 98 °C destaca-se a presença de hidrocarbonetos aromáticos, tais como o tolueno (metil benzeno), etilbenzeno e xileno (dimetil benzeno). Apesar da variação dos métodos empregados para extração de COV nas diferentes temperaturas, observa-

se que na temperatura mais elevada, a quantidade de compostos identificados foi maior. Os resultados obtidos nesta etapa revelam apenas a probabilidade de o composto estar presente na amostra, não sendo possível afirmar que os compostos identificados estavam presentes em concentração suficientemente elevadas para serem prejudiciais à saúde humana e/ou ao meio ambiente.

A análise de poluentes inorgânicos (NH_3 e H_2S) nos vapores revelou que a acidificação dos lixiviados a pH 4 reduziu significativamente as emissões de NH_3 para valores médios de 15 mg.m^{-3} e 19 mg.m^{-3} . Porém mesmo com o ajuste de pH as concentrações ultrapassaram o limite de tolerância de 14 mg.m^{-3} estabelecido pela Norma Regulamentadora Brasileira (NR 15) para exposição ocupacional para um regime de trabalho de 48 h/semana.

De forma geral pode-se concluir que as variações de temperaturas e pressões aplicadas ao processo de evaporação não tiveram influência significativa na qualidade dos efluentes condensados e concentrados. Por outro lado, o pH foi a variável que mais interferiu na qualidade dos efluentes, em especial sobre o Nitrogênio Amoniacal. As análises de COV e Nitrogênio Amoniacal nos gases e vapores resultantes do aquecimento de lixiviado demonstrou a necessidade de controle do processo de evaporação e dos gases liberados para a atmosfera a fim de impedir o lançamento de poluentes para a atmosfera.

7. RECOMENDAÇÕES

Ao longo do desenvolvimento desta pesquisa, muitas indagações referentes ao processo de evaporação foram surgindo, e visto que não se constituíam objeto deste estudo, ainda estão em aberto para serem investigadas. Portanto, recomenda-se que sejam objetivos de pesquisa para futuros trabalhos acadêmicos:

Investigar alternativas de pré-tratamento do lixiviado antes do processo de evaporação, tais como *air stripping*, precipitação de nitrogênio amoniacal e tecnologia de membranas, visto que o processo de evaporação como única etapa não garante o nível de tratamento requerido para lançamento do efluente em corpos receptores.

Em virtude da elevada concentração de nitrogênio amoniacal presente nos lixiviados, recomenda-se que sejam estudados processos para recuperação deste composto, visando agregar valor aos subprodutos do processo de evaporação de lixiviado, sejam eles gases, concentrados e/ou condensados.

Avaliar a toxicidade dos efluentes resultantes do processo de evaporação (concentrados e condensados) por meio de testes de toxicidade com organismos aquáticos, visto que os testes de toxicidade em efluentes de ETE passaram a ser de caráter obrigatório a partir da publicação da Resolução CONAMA nº 430/2011.

Investigar a possibilidade de reciclagem de compostos tais como ácidos húmicos e fúlvicos nos concentrados resultantes do processo de evaporação, pois as propriedades fertilizantes destas substâncias são há muito reconhecidas.

A presença de diversos compostos orgânicos voláteis detectados nos gases oriundos do processo de evaporação de lixiviado, neste estudo, reforça a necessidade de quantificar tais compostos a fim de dimensionar o impacto das emissões destes para a saúde e o meio ambiente.

E por fim, para auxiliar na elaboração de projetos e/ou dimensionamento de evaporadores, recomenda-se determinar em laboratório as características termodinâmicas dos lixiviados, tais como, entalpia de vaporização (H_{IV}) e capacidade calorífica a pressão constante (C_p), a fim de aproximar os cálculos para determinação da quantidade de energia requerida para o processo de evaporação.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRANTES, R.; ASSUNÇÃO, J. V.; HIRAI, E. Y. Caracterização das emissões de aldeídos de veículos do ciclo diesel. *Revista Saúde Pública*, v.39, n.3, São Paulo, 2005.

AFNOR X 43-101. *Qualité de l'air. Méthode de mesurage de l'odeur d'u effluent gazeux. Determination du facteur de dilution au seuil de perception*. 1986.

AGUIAR, M. R. M. P.; VIGNOLI, C. N. *Monitoramento de Parâmetros Ambientais do Processo de Evaporação de Chorume*. In: 24° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Belo Horizonte, 2007.

ALVES, C.; PIO, C.; GOMES, P. Determinação de hidrocarbonetos voláteis e semivoláteis na atmosfera. *Revista Química Nova*, v. 29, n. 3, 477-488, 2006.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th ed. Washington, DC, 2005.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachate pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.

AMSONEIT, N. *Eindampfen Problematischer Deponie-Sickerwässer*. *Wlb, wasser, luft und betrieb*. 10, p. 63-66. 1985.

ANDREOLI, C. V. et al. *Secagem e higienização de lodos com aproveitamento de biogás*. Rio de Janeiro: PROGRAMA DE SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB, v.1, p. 121-165, 2003. (Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. Sérgio Túlio Cassini - Coordenador).

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado

à análise de efluentes anaeróbios. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 4, p 295-304, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação*. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

_____. *NBR 10005: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos*. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 16p.

_____. *NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro: ABNT, 1992. 07 p.

ASTM E679. *Determination of odor and taste thresholds by a forced-choice ascending concentration series method of limits*. 1991.

ATSDR. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Landfill Gas Primer*. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta, 1990.

BACELAR, H. A. M. et al. Sanitary landfill leachate treatment using unitary evaporation equipment. In: *Proceedings Sardinia 2009, TWELFTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 2009.

_____. *Avaliação dos vapores gerados a partir da evaporação de lixiviado de aterros sanitários*. In: *25º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Recife, 2009.

BAHÉ, J. M. C. de F. *Estudo da evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada*. 2008. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

BAUN, A. et al. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 65, n. 3-4, p 269-291, 2003.

BELLI FILHO, P. *Stockage et odeurs des dejections animales cas du Lisier de porc*. Tese - École Nationale Supérieure de Chimie, Rennes, France, 1995.

_____. *Controle e tratamento de odores com biofiltração*. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro: ABES, 2002.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*. São Carlos: EESC-USP, Projeto REENGE, p. 109, 1999.

BIRCHLER, D. R. et al. Landfill Leachate Treatment by Evaporation. *Journal of Environmental Engineering, ASC*, v. 120, n. 5, p.1109-1131, 1994.

BOWLY, S. W. An assessment of current methods for quantifying landfill odours. In: *Proceedings Sardinia 2003*, NINETH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 2003.

BRASIL. Ministério das cidades. Secretaria nacional de saneamento ambiental. Sistema Nacional Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - Relatórios de 2007 e 2010*. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=1>> Acesso em: junho de 2012.

_____. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BURIGO, S. D. *Análise dos compostos orgânicos voláteis presentes nos lixiviados dos aterros sanitários de Lages e Biguaçu, SC*. 2008. 42 f. TCC - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2008.

CALÇAS, D. A. N. Q. P.; HAMADA, J.; GIACHETI, H. *Atenuação natural de contaminantes do chorume de aterro sanitário em solos*

arenosos. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, João Pessoa, 2001.

CANZIANI, R. e R. COSSU. Landfill Hydrology and Leachate Production. In: CHRISTENSEN, T. H., COSSU, R., STEGMANN, R. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. 1989, p. 185-212.

CARVALHO JR, J. A. e MCQUAY. M. Q. *Princípios de Combustão Aplicada*. Florianópolis: Editora da UFSC, 2007. 176 p.

CARVALHO, M. C. *Odor e biodesodorização em reatores anaeróbios*. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2001.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). *Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 294 p.

_____ Produção de Líquidos Percolados e Biogás em Aterros Sanitários. *Revista Saneamento Ambiental*, São Paulo, n. 12, p. 28-33, 1991.

_____ *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 278 p.

CENGEL, Y. A. e M. A. BOLES. *Thermodynamics: An Engineering Approach*. New York: McGraw-Hill, 2008. 1018 p.

CHAN, G. Y. S.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environmental Pollution*, v. 118, n. 3, p. 393-399, 2002.

CHEN, P. H. Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall, and treatment. *Environmental International*, v. 22, n. 2, p. 225-237, 1996.

_____ Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system. *Waste Management*, v. 28, n. 2, p. 339-346, 2008.

CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. London: Academic Press Limited, 1989.

_____ Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, n. 7-8, p. 659-718, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. *Guia de coleta e preservação de amostras de água*. Edmundo Garcia Agudo (Coord.), São Paulo, p. 150, 1987.

_____ *Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa*. Relatório de Referência: Emissões de metano no tratamento e na disposição de resíduos, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 17 de Março de 2005.

_____ Resolução nº 3, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR e complementa a Resolução no 5/89. *Diário Oficial da União*, Brasília, 22 de agosto de 1990.

_____ Resolução nº 316, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. *Diário Oficial da União*, Brasília, 20 de novembro de 2002.

_____ Resolução nº 382, de 26 dezembro de 2006. Estabelece os

limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. *Diário Oficial da União*, Brasília, 26 de dezembro de 2006.

_____. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União*, Brasília, 13 de Maio de 2011.

D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. (Coords.) *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. 2. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 372 p.

DI PALMA, L. et al. Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis. *Waste Management*, v. 22, n. 8, p. 951-955, 2002.

DUARTE, A. C. *Projetos de MDL em aterros sanitários no Brasil: alternativa para o desenvolvimento sustentável*. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

EIGENHEER, E. M. e FERREIRA, J. A. Lixo: Compreender para esclarecer. *Ciência Hoje*, v. 38, n. 227, p. 30-35, 2006.

EISNER, P.; LEONHARD, K.; WILDERER, P. A. Landfill Leachate Treatment by Evaporation. *Journal of Environmental Engineering*, v. 22, n. 2, p. 163-164, 1996.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management*, v. 50, n. 1, p. 1-25, 1997.

EN 13725. *Air quality - Determination of odour concentration measurement by dynamic olfactometry*. Comité Européen de normalisation. Editions Legislatives, Brussels, 2003.

ENSINAS, A. V. *Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas-SP*. Departamento de Engenharia Térmica e de

Fluidos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003. 129 p.

ESMAP. *The world bank handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean*. Waterloo, Ontario, 2004.

ESTADO DE SANTA CATARINA. Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. *Diário Oficial de Santa Catarina*. Florianópolis, 13 de abril de 2009.

ETTALA, M. Full-Scale Leachate Treatment Using New Evaporation Technology. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*, v. 2, n. 2, 1998.

FARQUHAR, G. J. *Leachate, Production and Characterization*. Civil Engineering Department, Waterloo University, Canadá, 1988.

FERNÁNDEZ, J. A. F.. *Diseño de un simulador por computadora de procesos de evaporación en una línea de evaporadores de múltiple efecto*. Trabajo de graduación - Facultad de Ingeniería. Guatemala, 2006.

FERREIRA, J. A. *Aterro sanitário: alternativa para disposição de resíduos sólidos*. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, UERJ, 1999. 45 p.

FINK, R. G. e HART, J. Wastewater Evaporation 101. *Pollution Engineering*, v. 33, n. 8, Sep. 2001, p.15-17.

_____. Wastewater treatment by evaporation. *Environmental Science & Engineering*, May 2002, p.5.

FOUST, A. S. et al. *Princípios das Operações Unitárias*. Rio de Janeiro: LTC Editora S.A, 1982. 670 p.

FRANCO, J. A. *Diseño de un simulador por computadora de procesos de evaporación en una línea de evaporadores de múltiple efecto*. *Boletín*

Electrónico N° 04. Facultad de Ingeniería, Universidad Rafael Landívar, Guatemala, 2008.

FRASCARI, D. et al. Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere*, v. 54, n. 3, p. 335-343, 2004.

FRANCISCO, M. Z. *Estudo da produção de biogás no aterro sanitário Canhanduba - Itajaí/SC, e o potencial para aproveitamento energético.* 2008. 68 f. TCC - Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2009.

FREIRE, S. R. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. *Revista Química Nova*, v. 23, p. 504-511. 2000.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - FATMA. Portaria nº 17, de 18 de abril de 2002. Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências.

GEE, J. R. *Prediction of Leachate Accumulation in Sanitary Landfills.* Applied Research & Practice on Municipal & Industrial Waste, 4th CONFERENCE, Madison, Sept. 28-30, 1981. University of Wisconsin, p. 170-190, 1981.

GIORDANO, G. *Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.* 2003. 257 f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica) - Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2003.

GIRALDO, E. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: Avances recientes. *Revista de Ingeniería*, v.14, Noviembre 2001, p.44-55.

GIUST, E.; VISINTIN, D.; DEL PICCOLO. *A combination of cogeneration, evaporation and membrane technique for landfill leachate treatment.* ELEVENTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di

Pula, Cagliari, Italy. 1-5 October 2007, 12 p.

GOMES, L. P. (Coord.). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. 1ª ed. (Prosab Tema III, Edital V) Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360 p.

HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. *Concepção do sistema de tratamento de chorume para o aterro sanitário de Ilhéus-BA*. IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Seguro, 2000. p 1515-1524

_____. *Análise crítica de sistemas para tratamento de chorume de aterros para resíduos sólidos urbanos*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL & NISAM, Florianópolis, 2004.

HERCULE, S. et al. *Cogeneration and evaporation: An example of leachate treatment*. TENTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 3-7 October 2005, 8 p.

HOINASKI, L. *Avaliação de nano-estruturas de carbono para análise de compostos orgânicos voláteis*. 2007. 76 f. TCC - Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ILHAN, F. et al. Treatment of leachate by eletrocoagulation using aluminium and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 154, n. 1-3, p.381-389, 2008.

IM, J-H. et al. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Water Research*, v. 35, n. 10, p. 2403-2410, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. *Comparison of Global Warming Potentials from the Second and Third Assessment Reports of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 2008.

_____. *Guidelines for National Greenhouse Inventories: Reference Manual*, vol.3, 1996.

JUCÁ, J. F. T. *Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas*. 10 ° SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - SILUBESA. Painele 2: Aterros Sanitários. Braga, Portugal. 16 a 19 de setembro de 2002. 18 p.

JUNQUEIRA, F. F.; SILVA, A. R. L.; PALMEIRA, E. M. Performance of drainage systems incorporating geosynthetics and their effect on leachate properties. *Geotextiles and Geomembranes*, v. 24, n. 5, p. 311-324, 2006.

KANG, K.; SHIN, H. S.; PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Research*, v. 36, n. 16, p. 4023-4032, 2002.

KJELDSEN, P. et al. Present and long-term composition of municipal solid leachate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

_____. Soil attenuation of acid phase landfill leachate. *Waste Management & Research*, v. 2, n.3, p. 247-263, 1984.

_____. Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management & Research*, v. 19, n.3, p. 249-256, 2001.

KOERNER, R. M.; SOONG, T. Y. Leachate in landfills: the stability issues. *Geotextiles and Geomembranes*, v. 18, n. 5, p 293-309, 2000.

LAMBOLEZ-MICHEL, L. et al. Analysis of atmospheric pollutants from two municipal solid waste (msw) landfills: determination of

exposure levels and research of possible effects on human's health. In: *Proceedings Sardinia 2003*, NINETH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6- 10 October, 2003.

LEDESMA, M. T. O. et al. *Método de Balance de Água para la Estimación de la Generación de Líquidos Percolados em Rellenos Sanitarios*. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000.

LEE, H. C. et al. Development of an advanced evaporation System with fouling-free technology using a circulating fluidized bed heat exchanger. *Environmental Engineering Science*, v. 20, n.4, p 319-327, 2003.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water Air Soil Pollution*, v. 40, p. 223-250, 1988.

LI, X. Z.; ZHAO, Q. L. Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Chemosphere*, v. 44, n. 1, p. 37-43, 2001.

LIMA, L. M. Q. *Lixo: Tratamento e Biorremediação*. 3. ed. São Paulo: Hemus, 1995. 265p.

LINDE, K.; JÖNSSON, A. S. Nanofiltration of salt solutions and landfill leachate. *Desalination*, v. 103, n. 3, p. 223-232, 1995.

LO, I. M. C. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environmental International*, v. 22, n. 4, p. 433-442, 1996.

LORA, E. E. S. *Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte*. Brasília-DF: ANEEL, 2000. 503 p.

LU, J. C. S.; EICHENBERG, B.; STEARNS, R. J. *Leachate from*

Municipal Landfills, Production and Management. Pollution Technology Review. New Jersey: Noyes Publications, 1985.

MAGALHÃES, E. A. et al. Confecção e avaliação de um sistema de remoção de CO₂ contido no biogás. *Acta Scientiarum Technology*, v. 26 n.1, p.11-19, 2004.

_____. Desenvolvimento e avaliação de um sistema de purificação de biogás: Influência da pressão e razão líquida/gás na absorção de CO₂. *Engenharia na Agricultura*, v. 14 n. 4, Out/Dez 2006, p.226-237, 2006.

MAHLER, C. et al. Studies of landfill leachate in Brazil. In: *Proceedings Sardinia 2005*, TENTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 3-7 October 2005. 9 p.

MANNARINO, C. F. et al. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários -experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 11, n. 2, 2006.

MARIS, C. e A. LAPLANCHE. Analyse globale des mercaptanas et de l'hydrogène sulfurédans l'air par gravimétrie. *Rapport de recherche* (1), Juin, 1994.

MARKS, A. L.; LUTHY, R. G.; DIWEKAR, U. M. Semi-Continuous Evaporation Model for Leachate Treatment Process Evaluation. *Environmental Progress*, v.13, n.4, p 278-289, 1994.

MARTINS, D. O. *Estudo do controle de emissões de compostos orgânicos voláteis em tanques de armazenamento de produtos químicos*. 2004. 162 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2004.

MARTTINEN, S. K. et al. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, v. 46, n. 6, p.851-858, 2002.

MÁXIMO, V. A. *Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados*

do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis. 2007. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

MAZZEO, D. E. C. *Avaliação dos efeitos citotóxicos, genotóxicos e Mutagênicos do BTEX, antes e após o processo de Biorremediação por microrganismos, utilizando os sistemas teste de allium cepa e cultura de células de mamífero*. 2009. 143 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro. São Paulo, 2009.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Upper Saddle River: Prentice Hall PTR, 1995. 521 p.

MCISSAC, R. S. et al. *Leachate collection system design and clog development*. In: 6th ENVIRONMENTAL ENGINEERING SPECIALTY CONFERENCE OF THE CSCE & 2nd SPRING CONFERENCE OF THE GEOENVIRONMENTAL DIVISION OF THE CANADIAN GEOTECHNICAL SOCIETY, 2000.

MCT. *Status atual das atividades de projeto no âmbito Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil e no mundo*. Ministério da Ciência e Tecnologia. 2008. Disponível em: http://www.mct.gov.br/upd_blob/0023/23473.pdf Acesso em 17 de março de 2008.

MEDRI, W. *Modelagem e Otimização de Sistemas de Lagoas de Estabilização para o Tratamento de Dejetos de Suínos*. 1997. 206 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

MELLO, P. C. e BARROS, R. D. G. L. *Estudo do potencial da geração de energia renovável proveniente dos "aterros sanitários" nas regiões metropolitanas e grandes cidades do Brasil*. MMA-CEPEA/USP, 2004. 9 p.

MENDES, L. G. G. *Proposta de um sistema para aproveitamento*

energético de um aterro sanitário regional na cidade de Guaratinguetá. Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, SP, 2005. 161 p.

MONTEIRO, V. E. D. et al. *Influência das condições climáticas no comportamento do aterro de resíduos sólidos de Muribeca.* In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. JOÃO PESSOA-PB, 2000.

MORAVIA, W. G. et al. *Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada.* In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Belo Horizonte, 2007.

NASCIMENTO FILHO, I. et al. Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterros sanitários por EFS e CG/EM. *Revista Química Nova*, v. 24 n. 4, 2001, p.554 - 556. 2001.

NEMEROW, N. L. *Industrial Waste Treatment: Contemporary practice and vision for the future.* Ed. Elsevier Science & Technology Books. October, 2006. 568 p.

NOVAGERAR. *Sistema de Tratamento de Lixiviado.* Disponível em: <http://www.ctnovaiguacu.com.br/portug/index.asp>. Acesso em março de 2008.

OLIVEIRA S. A. et al. *Emissões fugitivas de compostos inorgânicos odoríferos (H_2S e NH_3) de uma lagoa de armazenamento de chorume em aterro sanitário.* In: 28ª REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA. Salvador-BA, 2005. 1 p.

ÖMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds. *Waste Management & Research*, v. 28, n. 10, p. 1876-1891, 2008.

OZTURK, I. et al. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, v.23, p. 441-

446, 2003.

PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. *Microbiology of Solid Waste*, CRC Press, 1996.

PARKER, T.; APPS, G.; and ROSEVEAR, A. Evaluation of chemical analysis techniques for trace components of landfill gas. In: *Proceedings Sardinia 2003*, NINETH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 6 - 10 October, 2003.

PECORA, W. *Implementação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento de esgoto residencial da USP - estudo de caso*. Programa Interunidade de Pós-Graduação em Energia, USP, São Paulo, 2006. 152 p.

PETERS, T. A. Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination*, v. 119, n. 1-3, p. 289-293, 1998.

PI, K. W. et al. Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 87, n. 3, p. 191-196, 2009.

_____. Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 87, n. 3, p. 191-196, 2009.

PINEDA, M.; IGNACIO, S. *Manejo y disposición de residuos sólidos urbanos*. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 1998.

PIOVEZAN, M. *Desenvolvimento de metodologia analítica para determinação de BTEX provenientes da emissão evaporativa da mistura diesel e biodiesel pelas técnicas de purge and trap e análise em sistema DTA-CG-EM*. 2007. 54 p. TCC - Departamento de Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

PIRES, J. C. A. et al. *Projeto Experimental de Tratamento do Chorume*

produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho através de 'Wetland'. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Joinville-SC, 2003.

PIVATO, A. RAGA, R. Tests for the evaluation of ammonium attenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner. *Waste Management*, v. 26, n. 2, p.123-132, 2006.

PORTO, M. F. S. et al. *Uma Abordagem Interdisciplinar Para o Estudo dos Resíduos Sólidos Na Baixada Fluminense*. Porto Alegre, v. 2, n. 2, p. 95-103, 1998.

PROSAB. *Resíduos Sólidos*. FINEP: Brasília - DF. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/lixo.htm>. Acesso em: março de 2008.

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

QIAN, X.; KOERNER, R. M.; GRAY, D. H. *Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction*. New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 717 p.

RADEMAKER, A. D.; YOUNG, J. C. *Analysis of Leachate from Solid Residues Produced at Urban Waste-to-Energy Facilities*. Engineering Research Institute. Iowa State University, 1980.

RANZI, B. D. *Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis - estudo em escala piloto*. 2009. 123 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

_____. Evaporation phenomenon as a sustainable solution for landfill leachate treatment. In: *Proceedings Sardinia 2009*, TWELFTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 5 - 9 October,

2009.

REHMAN, A. *Landfill leachate treatment using evaporation technology*. Thesis of Master in Environmental Engineering. Carleton University, Ottawa, Ontario, 2003. 235 p.

REINHART, D. R. A review of recent studies on the sources of hazardous compounds emitted from the solid waste landfills: a US experience. *Waste Management & Research*, v. 11, n. 3, p. 257-268, 1993.

REIS, M. F. P.; BIDONE, F. R. *Remoção de DBO e fósforo do lixiviado da compostagem em sistema de banhados construídos*. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Campo Grande, 2005.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RIBEIRO JR., C. P. *Desenvolvimento de um processo combinado de evaporação por contato direto e permeação de vapor para tratamento de sucos de fruta*. 2005. 390 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 2005.

ROBINSON, H. D. *State-of-the-art landfill leachate treatment systems in the UK and Ireland*. IWM ANNUAL EXHIBITION & CONFERENCE, 1999.

_____ The composition of leachates from very large landfills: An international review. In: *Proceedings Sardinia 2005*, TENTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 3- 7 October, 2005.

RODRIGUES, M. C. *Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro Sanitário*. 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ROE, S.; REISMAN, J. *et al. Emerging technologies for the management and utilization of landfill gas*. USEPA 600/R-98-021, 1998.

ROHERS, F. *Tratamento Físico-químico de lixiviado de aterro sanitário por filtração direta ascendente*. 2007. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ROSA, E. D. et al. *Secagem por atomização na indústria alimentícia: fundamentos e aplicações*. Labmaq do Brasil Ltda. Ribeirão Preto, 2008, p.12.

SÁ, L. F. de. *Evaporação natural do lixiviado do aterro da muribeca através de um destilador solar*. 2008. (Dissertação) Mestrado em Engenharia Civil - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

SABA, A. et al. *Studies of the Composition of Distillates from Leachate by Gas Chromatography/Mass Spectrometry Coupled to Solid-phase Microextraction*. Rapid Commun. Mass Spectrom. 13, 966-970, 1999.

SALEM, Z. et al. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination*, v. 220, n. 1-3, p. 108-114, 2008.

SASA/VEOLIA. *Evaporador de Lixiviado*. Disponível em: <http://www.veoliaes.com.br/home.-php>. Acesso em setembro de 2007.

SAVAGE, G. M. et al. *Performance evaluation of a low-cost, efficient leachate evaporator*. ELEVENTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1-5 October, 2007. 9 p.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L. *Chemistry for Environmental Engineering*. 3. ed. McGraw-Hill, 1978. 532 p.

SEGATO, L. M. *Tratamento de líquidos percolados por processo de evaporação através do aproveitamento de gás de aterros sanitários*. Faculdade de Engenharia Industrial, UNESP, Bauru, 2001. 104 p.

_____. *Caracterização do Chorume do Aterro Sanitário de Bauru*. In: 27º CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - AIDIS, Porto Alegre, 2000.

SENANTE, E. et al. Odours management at MSW landfill sites: odours sources, odours compounds and control measures. In: *Proceedings Sardinia 2003*, NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 6-10 October, 2003.

SHIRMER, W. N. *Amostragem, análise e proposta de tratamento de compostos orgânicos voláteis e odorantes na estação de tratamento de efluentes de uma refinaria de petróleo*. 2004. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

SHUCKROW, A. J.; PAJAK, A. P.; TOUHILL, C. J. *Hazardous Waste Leachate Management Manual*. New Jersey: Noyes Data Corporation, 1982.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, v. 54, n. 2, p. 207-214, 2004.

SILVA, C. L.; SEGATO, L. M. *Tratamento de Líquidos Percolados por Evaporação Através do Aproveitamento de Gás de Aterros Sanitários*. In: 28º CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, Cancun, 2002.

SILVA, J. D. *Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série - estudo em escala piloto*. 2007. 199 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa

Catarina, Florianópolis, 2007.

SPRAY PROCESS. *Diagrama esquemático do processo de evaporação por spray*. Disponível em: <http://Sprayprocess.Blogspot.Com/> Acesso em: 23/04/2008.

STACHOWITZ, W. H. *Overview of methane oxidization at (old) landfills - Global CO₂ consideration, trade with CO₂ - Certificates*. In: NINETH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 6- 10 October, 2003. 12 p.

STEGMANN, R. et al. Leachate Treatment. In: *Proceedings Sardinia 2005*, TENTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. S. MARGHERITA DI PULA, Cagliari, Italy, 3-7 October, 2005.

STRELAU, J. R. M. *Estudo comparativo de métodos de extração para determinação de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC/MS)*. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. 285 p.

TATSI, A. A. et al. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, v. 53, n. 7, p. 737-744, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; ELIASSEN, R. *Solid Wastes: engineering principles and management issues*. McGraw-Hill Kogakusha, Inc., 1977.

_____. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. [s.l.]: McGraw-Hill, 1993.

O'LEARY, P. R.; TCHOBANOGLIOUS, G. Landfilling, Chapter 14. In: TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. *Handbook of Solid Waste Management*. 2 ed. McGraw-Hill, 2002.

THEMELIS, N. J. e ULLOA, P. A. Methane generation in landfills.

Renewable Energy, v. 32, p.1243-1257, 2007.

TIMUR, H.; ÖZTURK, I. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *Water Research*, v. 33, n.15, p. 3225-3230, 1999.

TRUPPEL, A. *Redução de odores de uma lagoa de estabilização de esgoto sanitário e avaliação da qualidade de seu efluente*. 2002. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

TUCCI, C. E. M.; BELTRAME, L. F. S. Evaporação e Evapotranspiração. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Ed. da Universidade, ABRH, EDUSP, 1993. p. 253-287.

UNITED KINGDOM. Environment Agency. *Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas*. P1-438/TR. T.Parker; J.Dottridge; S.Kelly. Bristol, March 2002. ISBN: 1 84432 018 9.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - USEPA. *Air emissions from municipal solid waste landfills - background information for proposed standards and guidelines*. Emissions Standards Division. EPA. Mar, 1991.

_____. *Compendium of Methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air - Determination of volatile organic compounds in ambient air using active sampling onto sorbent tubes*. Method TO-17, 2. ed., Cincinnati, 1997. 49p.

VIEIRA, F. J. *Avaliação de odores em aterros sanitários*. 2007. 66 f. TCC - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

VIGNOLI, C. N. *Avaliação da minimização das emissões de amônia no processo de tratamento de chorume por evaporação*. Instituto de Química, UERJ, Rio de Janeiro-RJ, 2007. 89 p.

VON SPERLIG, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte -MG, v.1, 1996. 243 p.

WAARA, S. et al. *Chemical and toxicological characterization of landfill leachate after treatment in a pilot scale plant using different treatment methods*. NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, Sardinia, Italy, 2003.

WANG, L. K. et al. Evaporation Processes. In: *Handbook of Environmental Engineering*. volume 4: Advanced Physicochemical Treatment Process. Edited by: WANG, L. K.; HUNG, Y.-T. and SHAMMAS, N. K. Ed. The Humana Press Inc. Totowa, NJ, p. 549-579, 2006.

WANG, Q. et al. Research on leachate recirculation from different types of landfills. *Waste Management*, v. 26, n. 8, 2006, p. 815-824.

WHITE, T. M. et al. Leachate evaporation using landfill gas. *Solid Waste Technologies*, May/June 1996, p.26-29.

WILLIAMSON, S. *Fundamentals of air pollution*. Addison-Wesley Publishing Company, Inc. 472 p., 1973.

WU, J. J. et al. Treatment of landfill leachate by ozonebased advanced oxidation processes. *Chemosphere*, v. 54, n. 7, 2004, p. 997-1003.

XU, Y-D et al. Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes. *Chemosphere*, v. 64, n. 6, p. 903-911, 2006.

YANG, Z.; ZHOU, S. The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system. *Chemosphere*, v. 72, n. 11, p. 1751-1756, 2008.

YUE, D. et al. Laboratory-scale experiments applied to the design of a two-stage submerged combustion evaporation system. *Waste*

Management & Research, v. 27, n. 5, p. 704-710, 2007.

ZIYANG, L. et al. Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. *Science of the Total Environment*, v. 407, n.10, p. 3385-3391, 2009.

ANEXOS

Figura 1 Análise de organoclorados (amostra 01 do *lixiviado A*)

	SENAI – CIC LABORATÓRIOS
Rua General Portugal 201 CIC CEP 01050-050 Curitiba PR. Tel. (41) 3271-7156/7159 FAX (41) 3271-7155 labcuritiba@seai-seai.br http://www.pr.seai.br	

RELATÓRIO DE ENSAIOS 2628/2009

Requisitante: Universidade Federal de Santa Catarina - Centro Tecnológico
 Endereço: Campus Universitário - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Trindade - Florianópolis / SC

Identificação da amostra: Amostra 01 - Lixiviado Bruto

Tipo de amostra: Lixiviado

Coleta: tipo Simples responsável Requisitante data 14/10/09 hora 11h30min

Entrada no laboratório: data 16/10/09 horário 13h00min

Ensaio	Resultado	Unidade	Data Realização	Metodologia
Ensaio Instrumentais - Cromatografia				
Pesticidas Organoclorados				
Aldrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
alfa-BHC	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
alfa-Clordano	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
beta-BHC	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
delta-BHC	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Dieldrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan I	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan II	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan Sulfate	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin Aldehyde	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin Kelone	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
gamma-BHC (Lindano)	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
gamma-Clordano	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Heptaclor	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Heptaclor Epóxi	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Metoxiclor	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDD	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDE	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDT	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Hexaclorobenzeno	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Alaclor	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
cis-Permetrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
trans-Permetrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD

Referências

1. Pesticidas Organoclorados baseado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21ed., 2005.

Observações

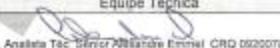
1. ECD = Detector de captura de elétrons.

Equipe Técnica

Analista TEC Sênior Alexsandro Emmel CRQ 0920/0788

..:as Curitiba 19/10/09

Figura 2 Análise de organoclorados (amostra 02 do *lixiviado A*)

Ensaio	Resultado	Unidade	Data Realização	Metodologia
SENAI – CIC LABORATÓRIOS				
Rua General Polgiana 251 CIC CEP 61950-090 Curitiba PR Tel. (41) 3271-7196/7199 FAX: (41) 3271-7198 mlabocanalista@semai.br http://www.semai.br				
RELATÓRIO DE ENSAIOS 2629/2009				
Requisitante: Universidade Federal de Santa Catarina - Centro Tecnológico				
Endereço: Campus Universitário - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Trindade - Florianópolis / SC				
Identificação da amostra: Amostra 02 - Lixiviado Tratado por Destilação				
Tipo de amostra: Lixiviado				
Coleta: tipo Simplex responsável Requisitante data 14/10/09 hora 18h30min				
Entrada no laboratório: data 16/10/09 horário 13h00min				
Ensaio Instrumentais - Cromatografia				
Pesticidas Organoclorados				
Aldrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
alfa-BHC	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
alfa-Clordano	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
beta-BHC	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
delta-BHC	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Dieldrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan I	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan II	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan Sulfate	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin Aldehyde	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin Ketone	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
gamma-BHC (Lindano)	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
gamma-Clordano	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Heptaclor	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Heptaclor Epóxi	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Metoxiclor	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDE	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDE	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDT	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Hexaclorobenzeno	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Alachlor	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
cis-Permetrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
trans-Permetrin	< 0,01	µg/L	19/10/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Referências				
1. Pesticidas Organoclorados baseado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21ed, 2005.				
Observações				
1. ECD = Detector de captura de elétrons.				
Equipe Técnica				
 Analista Tec. Denise Alcantara Emmler CRQ 06200785				

..Am Curitiba 19/10/09

Figura 3 Análise de organoclorados (amostra 03 do lixiviado A)

	SENAI – CIC LABORATÓRIOS
<small>Rua General Polguera 281 CIC CEP 81030-050 Curitiba PR Tel. (41) 3271-7158/7159 FAX (41) 3271-7156 labcomborla@semai.br http://www.pr.semai.br</small>	

RELATÓRIO DE ENSAIOS 2857/2009

Requisitante: Universidade Federal de Santa Catarina - Centro Tecnológico
Endereço: Campus Universitário - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Trindade - Florianópolis / SC

Identificação da amostra: Amostra 03 - Lixiviado Bruto

Tipo de amostra: Lixiviado

Coleta: tipo Simples responsável Requisitante data 04/11/09 hora 12h00min

Entrada no laboratório: data 09/11/09 horário 10h30min

Ensaio	Resultado	Unidade	Data Realização	Metodologia
Ensaio Instrumentais - Cromatografia				
Pesticidas Organoclorados				
Aldrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
alfa-BHC	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
alfa-Clordano	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
beta-BHC	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
delta-BHC	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Dieldrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan I	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan II	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endosulfan Sulfate	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin Aldehyde	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin Ketone	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
gamma-BHC (Lindano)	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
gamma-Clordano	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Heptaclor	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Heptaclor Epóxi	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Metoxiclor	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDD	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDE	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDT	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Hexaclorobenzeno	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Alachlor	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
cis-Permetrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
trans-Permetrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD

Referências

1. Pesticidas Organoclorados baseado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21ed., 2005.

Observações

1. ECD = Detector de captura de elétrons.

Equipe Técnica

Analista TIC Sênior Alessandra Emmel CRQ 06200/88

.../... Curitiba 12/11/09

Os resultados contidos nesse relatório referem-se somente à amostra analisada. É permitida a reprodução, desde que integralmente e sem nenhuma alteração. - PAG 1/1

Set | CIC 3037 | Rev. | 06

Figura 4 Análise de organoclorados (amostra 04 do lixiviado A)

Ensaio	Resultado	Unidade	Data Realização	Metodologia
Ensaio Instrumentais - Cromatografia				
Pesticidas Organoclorados				
Aldrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
alfa-BHC	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
alfa-Clordano	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
beta-BHC	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
delta-BHC	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Dieldrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endossulfan I	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endossulfan II	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endossulfan Sulfate	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin Aldehyde	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Endrin Ketone	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
gamma-BHC (Lindano)	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
gamma-Clordano	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Heptaclor	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Heptaclor Epóxi	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Metoxiclor	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDD	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDE	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
4,4'-DDT	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Hexaclorobenzeno	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Alachlor	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
cis-Permetrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
trans-Permetrin	< 0,01	µg/L	11/11/09	Cromatografia Gasosa/ECD
Referências				
1. Pesticidas Organoclorados baseado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21ed., 2005.				
Observações				
1. ECD = Detector de captura de elétrons.				
Equipe Técnica				
 Analista Téc Sênior Alexandre Emmel CRQ 06000708				

-99 Curitiba 12/11/09

Os resultados contidos neste relatório referem-se somente à amostra analisada. É permitida a reprodução, desde que integralmente e sem nenhuma alteração. - PAG 1/1

[Nº] [CIC 1007] [Rev.] [01]

APÊNDICE I

Custo para ajuste do *lixiviado B* para pH 4 com HCl e H₂SO₄

Tendo em vista os dados obtidos neste estudo, ficou evidente que o ajuste de pH é um mecanismo eficiente no controle de emissões de NH₃, em sistemas de evaporação de *lixiviado*. O levantamento do custo necessário para ajuste do pH é de vital importância para indicar a viabilidade econômica do sistema de evaporação como um todo. Portanto, apresenta-se neste apêndice um levantamento de custo para ajuste de pH para um *lixiviado* considerado antigo (*Lixiviado B*) com pH (~8,65) e alcalinidade total na faixa de (5.229 mg.L⁻¹)⁶.

Objetivo:

Estimar o custo necessário para reduzir o pH para 4 do *lixiviado B*, oriundo do aterro sanitário de Biguaçu, utilizando de dois diferentes ácidos (HCl e H₂SO₄).

Procedimento Experimental:

Em um béquer de 500 mL foram adicionados 100 mL de amostra do *lixiviado B*. A amostra foi mantida em constante agitação com o auxílio de um agitador magnético. Os reagentes ácidos utilizados neste procedimento, foram o HCl (1,0 M) e o H₂SO₄ (1,0 M). Uma bureta de 50 mL foi utilizada para realizar o gotejamento dos ácidos na amostra de *lixiviado* e o pH da amostra foi monitorado com o auxílio de um pHmetro (ALFAKIT/AT-310). Os reagentes ácidos foram gotejados na amostra até o momento em que o pH da amostra atingiu o valor de 4. Foram realizados 5 ensaios para cada tipo de ácido utilizado. A média dos volumes dos reagentes ácidos gasto foi calculada e empregada nos cálculos do custo para ajuste do pH do *lixiviado* bruto. Na preparação da solução de HCl (1,0 M) utilizou-se 84 mL de HCl PA concentrado em um litro de água destilada e deionizada e na solução de H₂SO₄ (1,0 M) utilizou-se 53,23 mL de H₂SO₄ PA concentrado.

⁶ Maximo (2007).

Resultados:

Tabela I-1 Volume de ácido gasto para ajustar o pH de 100 mL lixiviado para nível 4

H ₂ SO ₄ (1,0 M)			HCl (1,0 M)		
<i>n</i>	média (mL)	σ	<i>n</i>	média (mL)	σ
5	6,02	0,13	5	12,175	0,08

σ - desvio padrão; *n* - número de ensaios

Com base nos resultados de consumo dos reagentes ácidos obtidos para uma amostra de 100 mL de lixiviado, foi feita uma estimativa do consumo de ácido necessário para reduzir para nível 4 o pH de 1.000 L (1 m³) de lixiviado. Para ajustar o pH de 1m³ de lixiviado a pH 4 com o reagente H₂SO₄ (1,0 M), seriam gastos 60,2 L e para o reagente HCl (1,0 M) seriam gastos 121,75 L. Considerando que em cada 1.000 mL de reagente, a quantidade de ácido concentrado utilizado foi de 53,23 mL para o H₂SO₄ e 84 mL para o HCl, através de uma regra de três simples temos que o consumo real de ácido concentrado empregado para ajustar o pH de 1m³ do lixiviado em questão será de 3,20 L de H₂SO₄ (concentrado) e de 10,227 L para o HCl (concentrado). O custo estimado de aquisição do H₂SO₄ é de R\$ 41,50/L e de HCl cerca de R\$ 21,00/L, portanto, se multiplicarmos o valor do custo unitário dos ácidos pelo consumo real de ácido concentrado, **temos que o custo para ajustar o pH de 1m³ do lixiviado B será de R\$ 132,8/m³ utilizando o H₂SO₄ e um custo de R\$ 214,76/m³ utilizando o HCl.**

APÊNDICE II

Cálculo da energia disponível no aterro sanitário Canhanduba para evaporação de lixiviado

O estudo da produção de biogás no aterro sanitário de Canhanduba - Itajaí/SC, foi desenvolvido por Francisco (2009) no âmbito do projeto “Aproveitamento energético do biogás do Aterro Sanitário Canhanduba para energia elétrica e térmica” financiado pelo CNPq/Finep através da Câmara Técnica de Energia (CT-Energ). Este levantamento da produção de biogás foi usado neste apêndice como referência de estudo para análise da disponibilidade energética no aterro para evaporação do lixiviado produzido no próprio aterro sanitário.

Objetivo:

Calcular a energia disponível na forma de biogás e a energia necessária para tratamento do lixiviado por evaporação no aterro sanitário de Canhanduba.

Procedimento Experimental:

Para a estimativa teórica da produção de biogás ao longo dos anos foi utilizado o método conhecido por *Decaimento de Primeira Ordem*. Em relação à constante de decaimento (k) e ao potencial de geração de metano (L_0) foram adotados 3 cenários com valores distintos para o cálculo da estimativa teórica de produção de metano (FRANCISCO, 2009). No cenário inicial utilizaram-se os dados sugeridos pela USEPA (1991) e o segundo cenário utilizou-se os dados propostos por ESMAP (2004). No terceiro, e último, cenário os dados utilizados foram referentes às condições climáticas locais e as características dos resíduos sólidos recebidos no aterro em questão. As faixas de valores referente ao cenário 3 são sugeridas pelo ESMAP (2004) e referem-se a um índice pluviométrico anual maior que 1.000 mm e os resíduos moderadamente degradáveis. A Tabela II-1, abaixo, mostra os valores adotados para cada cenário.

Tabela II-1 Cenários propostos com diferentes valores para os coeficientes k e L_o

Cenários	Valores		
	k (ano ⁻¹)	L_o (m ³ /ton)	Referência
1	0,04	100	USEPA (1991)
2	0,06	170	ESMAP (2004)
3	0,06	180	Condições locais

Fonte: Francisco (2009)

Com base nos levantamentos em campo feito por Francisco (2009) verificou-se que o potencial de biogás disponível aproximou-se do cenário 3. Portanto, neste estudo os resultados da estimativa de produção de biogás obtidos para o Cenário 3 foram utilizado para o cálculo da energia total disponível ao longo dos anos para evaporação do lixiviado produzido no próprio aterro sanitário. Conforme constatado por Zaguini (2009) a maior parte dos drenos de biogás apresentaram um percentual de metano entre 40% e 60%. Portanto, para o cálculo da energia disponível foi considerado um percentual de 50% de CH₄ na composição do biogás do aterro sanitário de Canhanduba. Os cálculos da energia total disponível (E) e energia calorífica necessária para evaporação (Q) são apresentados na sequência:

Energia Disponível (E)

$$E = V_{\text{biogás}} \cdot \%CH_4 \cdot PCI \quad (9)$$

Onde:

E: energia total disponível (kJ/ano)

$V_{\text{biogás}}$: volume de biogás obtido através de uma captação de x % (Nm³/ano).

$\%CH_4$: porcentagem de CH₄ presente no biogás captado do aterro.

PCI: poder calorífico inferior do CH₄ (35.736 kJ/Nm³)

Energia Calorífica Necessária (Q)

Tomando-se por hipótese preliminar que o lixiviado comporta-se como água durante o processo de sua evaporação, que esta se realiza a pressão atmosférica a uma temperatura inicial de 20°C, tem-se que:

$$Q = m (C_p \cdot \Delta T + H_{IV}) \quad (10)$$

Onde:

Q: energia calorífica necessária para vaporização (kJ)

m: massa de 1 kg de lixiviado (kg)

C_p : calor específico da água a pressão constante (4,18 kJ/kg.K)

ΔT : variação entre a temperatura final e inicial (100 °C - 20°C)

H_{IV} : entalpia específica de vaporização da água (2.257 kJ/kg)

A partir dos resultados destes cálculos pode-se fazer uma relação (E/Q) entre a energia real disponível e a energia calorífica necessária, verificando assim a viabilidade ou não do processo.

Resultados:

A Figura II-1 apresenta a curva de geração de biogás no aterro sanitário de Canhanduba, considerando os valores de k e L_o definidos no cenário 3. Duas situações de coleta de biogás foram consideradas, sendo uma situação favorável de possibilidade de coleta de 90% dos gases produzidos no aterro e outra menos favorável, porém mais adequada à realidade dos aterros brasileiros, considerando a coleta de 70% do biogás gerado no aterro. No cálculo da quantidade de energia necessária para evaporação do lixiviado considerou-se o valor para entalpia de vaporização da água (2.257 kJ/kg).

Segundo dados obtidos junto a empresa que gerencia o aterro (Ambiental Saneamento e Concessões Ltda), a quantidade média de lixiviado produzido no ano de 2009 foi de 2 L.s⁻¹. A quantidade é bastante expressiva, tendo em vista que a Estação de Tratamento de Lixiviado recebe contribuição de lixiviado de duas áreas de aterro, sendo uma destas áreas já encerradas. Entretanto, para o levantamento da quantidade de energia disponível na forma de biogás foi considerada a produção de biogás somente da área do aterro em operação. Os

resultados obtidos a partir do confronto entre energia disponível e necessária para evaporação do lixiviado é apresentada na Figura II-1.

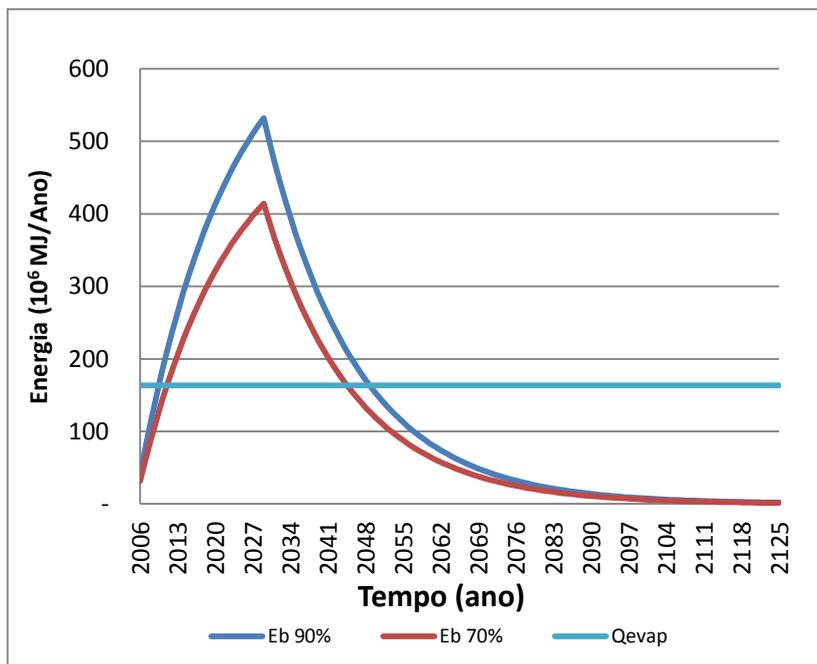


Figura II-1 Energia disponível na forma de biogás e energia necessária para tratar lixiviado produzido no aterro sanitário de Canhanduba.

Os resultados dos cálculos indicam que haverá um excedente de energia para evaporação do lixiviado durante os anos de 2011 a 2046, considerando a possibilidade de coleta de 90% do biogás. No caso mais realista, de coleta de 70% do biogás gerado no aterro sanitário o excedente de energia ocorrerá entre os anos de 2012 até 2042. Nestes cálculos não está computado as perdas de energia decorrentes do processo de combustão do biogás e eventualmente as perdas referente às superfícies de troca de calor, no caso da utilização de evaporador com esta configuração. Ressalta-se a importância da escolha do tipo de evaporador, a fim de evitar ao máximo as perdas de energia decorrente do processo.

APÊNDICE III

Tabela III-I Composição do lixiviado bruto em valores unitários durante o período do estudo.

Identificação do Lixiviado		pH	DQO mg.L ⁻¹	COT mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Condutividade µS.cm ⁻¹	Alcalinidade mg.L ⁻¹	ST mg.L ⁻¹	SFT mg.L ⁻¹	SVT mg.L ⁻¹	SDT mg.L ⁻¹	SST mg.L ⁻¹
A	Concentrado	120 °C	7.788	2.948	13	7.000	14.780	5.800	23.908	18.331	5.577	22.228	1.680
B	Concentrado	120 °C	7.354	2.397	11	5.000	14.910	5.960	24.933	20.873	4.060	23.063	1.870
C	Concentrado	120 °C	5.849	2.293	6	7.500	15.080	3.460	16.858	13.893	2.965	15.938	920
A	Concentrado	110 °C	7.155	2.923	11	9.000	14.300	4.400	21.625	18.462	3.163	19.415	2.210
B	Concentrado	110 °C	7.031	2.409	13	1.300	13.760	5.380	23.470	20.060	3.390	20.890	2.560
C	Concentrado	110 °C	4.244	2.031	10	6.500	15.550	3.170	16.896	13.728	3.168	15.717	1.180
A	Concentrado	102 °C	8.386	2.768	6	10.000	14.350	4.900	22.719	18.977	3.742	20.859	1.860
B	Concentrado	102 °C	7.712	2.205	6	5.000	15.010	5.100	21.428	19.053	2.375	19.038	2.390
C	Concentrado	102 °C	3.909	1.881	15	5.400	15.320	3.700	17.169	14.424	2.745	15.159	2.010
A	Condensado	120 °C	183	244	4.368	147	14.950	14.700	126	33	93	76	50
B	Condensado	120 °C	134	140	4.340	100	15.080	15.400	88	7	81	78	10
C	Condensado	120 °C	75	-	3.976	134,4	15.520	15.060	156	2	154	146	10
A	Condensado	110 °C	150	244	4.032	200	15.320	15.700	18	-	18	8	10
B	Condensado	110 °C	136	-	4.032	310	14.950	15.500	41	20	21	11	30
C	Condensado	110 °C	65	55	4.088	152	16.130	13.480	35	1	34	25	10
A	Condensado	102 °C	184	-	5.348	100	15.590	14.900	51	24	27	51	-
B	Condensado	102 °C	181	-	3.864	110	14.910	15.780	220	194	26	200	20
C	Condensado	102 °C	70	-	3.080	110	15.870	14.700	60	6	54	30	30

A- primeira semana; B - segunda semana; C - terceira semana

Tabela III-2 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 100 mL (equivalente a 10% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 7,9)

Identificação do Lixiviado	DQO		N-NH ₃		N-NH ₃		Cl ⁻		COT	
	mg.L ⁻¹	mg	mg.L ⁻¹	mg	mg.L ⁻¹	mg	mg.L ⁻¹	mg	mg.L ⁻¹	mg
Condensado pH normal	260	26	11.004	1.100	480	48	1,27	3.637	364	24,49
Condensado pH normal	477	48	12.096	1.210	360	36	0,95	2.214	221	14,91
Condensado pH normal	343	34	13.104	1.310	420	42	1,11	4.579	458	30,83
Condensado pH normal	479	48	12.908	1.291	520	52	1,38	5.541	554	37,31
Condensado pH normal	524	52	13.440	1.344	460	46	1,22	5.588	559	37,62
Condensado pH normal	573	57	14.252	1.425	480	48	1,27	5.441	544	36,63
Condensado pH normal	807	81	16.044	1.604	610	61	1,61	708	71	4,77
Condensado pH normal	710	71	15.820	1.582	810	81	2,14	8.872	887	59,73
Condensado pH normal	726	73	14.840	1.484	690	69	1,82	14.500	1.450	97,63
Média	544	54	13.723	1.372	536,67	54	1,42	3.855	385	25,95
Desvio Padrão	180	18	1.676	168	141,86	14	0,38	2.050	205	13,80

Tabela III-3 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 100 mL (equivalente a 10% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 4)

Identificação do Lixiviado	pH	DQO		DQO		N-NH ₃		N-NH ₃		Cl ⁻		COT	
		mg.L ⁻¹	mg	%	mg.L ⁻¹	mg	%	mg.L ⁻¹	mg	%	mg.L ⁻¹	mg	%
Condensado	pH ácido	487,89	48,79	1,54	8,96	0,90	0,05	86,00	8,60	0,23	-	-	-
Condensado	pH ácido	660,88	66,09	2,08	9,63	0,96	0,05	5,30	0,53	0,01	-	-	-
Condensado	pH ácido	722,03	72,20	2,27	5,60	0,56	0,03	4,10	0,41	0,01	-	-	-
Condensado	pH ácido	259,00	25,90	0,82	1,68	0,17	0,01	-	-	-	-	-	-
Condensado	pH ácido	192,00	19,20	0,60	3,16	0,32	0,02	1,03	0,10	0,00	-	-	-
Condensado	pH ácido	192,50	19,25	0,61	3,14	0,31	0,02	-	-	-	-	-	-
Condensado	pH ácido	70,00	7,00	0,22	9,36	0,94	0,05	40,00	4,00	0,11	-	-	-
Condensado	pH ácido	88,00	8,80	0,28	30,10	3,01	0,16	-	-	-	-	-	-
Condensado	pH ácido	92,50	9,25	0,29	37,00	3,70	0,20	-	-	-	-	-	-
Média		307,20	30,72	0,97	12,07	1,21	0,07	15,16	1,52	0,04	-	-	-
Desvio Padrão		252,23	25,22	0,79	12,64	1,26	0,07	29,53	2,95	0,08	-	-	-

Tabela III-4 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 250 mL (equivalente a 25% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 7,9)

Identificação do Lixiviado	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Condensado pH normal	121	18	0,57	3.668	550	17,33	87	13	0,35	66	10	0,67
Condensado pH normal	261	39	1,23	5.516	827	26,07	110	17	0,44	83	12	0,84
Condensado pH normal	143	21	0,68	3.724	559	17,60	100	15	0,40	1.280	192	12,93
Condensado pH normal	320	48	1,51	5.040	756	23,82	89	13	0,35	1.293	194	13,06
Condensado pH normal	401	60	1,90	3.724	559	17,60	80	12	0,32	658	99	6,65
Condensado pH normal	398	60	1,88	6.020	903	28,45	110	17	0,44	1.320	198	13,33
Condensado pH normal	355	53	1,68	3.808	571	18,00	80	12	0,32	1.890	284	19,09
Condensado pH normal	382	57	1,80	3.780	567	17,86	100	15	0,40	2.105	316	21,25
Condensado pH normal	351	53	1,66	3.780	567	17,86	170	26	0,67	866	130	8,75
Média	304	46	1,43	4.340	651	20,51	103	15	0,41	885	133	8,94
Desvio Padrão	106	16	0,50	923	138	4,36	28	4	0,11	739	111	7,46

Tabela III-5 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 250 mL (equivalente a 25% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 4)

Identificação do Lixiviado	pH	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Condensado	pH ácido	259,81	38,97	1,23	7,28	1,09	0,03	4,10	0,62	0,02	-	-	-
Condensado	pH ácido	589,05	88,36	2,78	6,16	0,92	0,03	4,30	0,65	0,02	-	-	-
Condensado	pH ácido	602,67	90,40	2,85	4,48	0,67	0,02	4,20	0,63	0,02	-	-	-
Condensado	pH ácido	148,50	22,28	0,70	2,15	0,32	0,01	-	-	-	-	-	-
Condensado	pH ácido	99,50	14,93	0,47	2,99	0,45	0,01	1,20	0,18	0,00	-	-	-
Condensado	pH ácido	67,00	10,05	0,32	2,83	0,42	0,01	-	-	-	-	-	-
Condensado	pH ácido	33,50	5,03	0,16	9,06	1,36	0,04	-	-	-	-	-	-
Condensado	pH ácido	35,00	5,25	0,17	33,00	4,95	0,16	-	-	-	-	-	-
Condensado	pH ácido	51,26	7,69	0,24	39,50	5,93	0,19	-	-	-	-	-	-
Média		209,59	31,44	0,99	11,94	1,79	0,06	3,45	0,52	0,01	-	-	-
Desvio Padrão		230,15	34,52	1,09	14,06	2,11	0,07	1,50	0,23	0,01	-	-	-

Tabela III-6 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 500 mL (equivalente a 50% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 7,9)

Identificação do Lixiviado	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Condensado pH normal	56,39	14,10	0,44	364,00	91,00	4,95	0,23	0,00	0,00	29,52	7,38	0,50
Condensado pH normal	64,42	16,10	0,51	140,00	35,00	1,90	0,18	0,00	0,00	55,45	13,86	0,93
Condensado pH normal	49,02	12,26	0,39	896,00	224,00	12,18	0,25	0,00	0,00	-	-	-
Condensado pH normal	85,03	21,26	0,67	252,00	63,00	3,43	0,38	0,00	0,00	39,57	9,89	0,67
Condensado pH normal	86,65	21,66	0,68	364,00	91,00	4,95	0,38	0,00	0,00	28,52	7,13	0,48
Condensado pH normal	125,51	31,38	0,99	280,00	70,00	3,81	0,62	0,00	0,00	4,17	1,04	0,07
Condensado pH normal	111,16	27,79	0,88	364,00	91,00	4,95	0,16	0,00	0,00	51,40	12,85	0,87
Condensado pH normal	136,91	34,23	1,08	336,00	84,00	4,57	0,79	0,00	0,00	-	-	-
Condensado pH normal	89,38	22,35	0,70	374,50	93,63	5,09	3,20	0,00	0,00	-	-	-
Média	89,38	22,35	0,70	374,50	93,63	5,09	0,69	-	-	34,77	8,69	0,59
Desvio Padrão	30,43	7,61	0,24	209,97	52,49	2,85	0,97	-	-	18,60	4,65	0,31

Tabela III-7 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 500 mL (equivalente a 50% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 4)

Identificação do Lixiviado	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Condensado pH ácido	389,59	97,40	3,07	5,60	1,40	0,08	4,50	0,00	0,00	-	-	-
Condensado pH ácido	326,68	81,67	2,57	5,82	1,46	0,08	3,20	0,00	0,00	-	-	-
Condensado pH ácido	256,86	64,22	2,02	4,70	1,18	0,06	-	-	-	-	-	-
Condensado pH ácido	147,00	36,75	1,16	2,53	0,63	0,03	0,61	0,00	0,00	-	-	-
Condensado pH ácido	85,00	21,25	0,67	2,93	0,73	0,04	-	-	-	-	-	-
Condensado pH ácido	47,00	11,75	0,37	2,33	0,58	0,03	-	-	-	-	-	-
Condensado pH ácido	31,75	7,94	0,25	10,30	2,58	0,14	-	-	-	-	-	-
Condensado pH ácido	42,00	10,50	0,33	31,70	7,93	0,43	-	-	-	-	-	-
Condensado pH ácido	36,02	9,00	0,28	44,80	11,20	0,61	-	-	-	-	-	-
Média	151,32	37,83	1,19	12,30	3,08	0,17	2,77	-	-	-	-	-
Desvio Padrão	138,52	34,63	1,09	15,26	3,82	0,21	1,98	-	-	-	-	-

Tabela III-8 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 750 mL (equivalente a 75% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 7,9)

Identificação do Lixiviado	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Condensado pH normal	46,31	11,58	0,36	140,00	35,00	1,90	0,59	0,15	0,00	75,92	18,98	1,28
Condensado pH normal	31,02	7,76	0,24	84,00	21,00	1,14	0,64	0,16	0,00	50,95	12,74	0,86
Condensado pH normal	34,14	8,53	0,27	112,00	28,00	1,52	0,65	0,16	0,00	-	-	-
Condensado pH normal	59,60	14,90	0,47	28,00	7,00	0,38	0,77	0,19	0,01	-	-	-
Condensado pH normal	94,05	23,51	0,74	84,00	21,00	1,14	1,10	0,28	0,01	30,70	7,68	0,52
Condensado pH normal	83,09	20,77	0,65	84,00	21,00	1,14	0,79	0,20	0,01	39,26	9,82	0,66
Média	58,03	14,51	0,46	88,67	22,17	1,21	0,76	0,19	0,01	49,21	12,30	0,83
Desvio Padrão	25,94	6,49	0,20	37,22	9,30	0,51	0,19	0,05	0,00	19,65	4,91	0,33

Tabela III-9 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 750 mL (equivalente a 75% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 4)

Identificação do Lixiviado	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Condensado pH ácido	460,67	115,17	3,63	69,55	17,39	0,95	200,00	50,00	1,32	-	-	-
Condensado pH ácido	447,59	111,90	3,53	28,00	7,00	0,38	110,00	27,50	0,73	-	-	-
Condensado pH ácido	313,87	78,47	2,47	11,31	2,83	0,15	44,00	11,00	0,29	-	-	-
Condensado pH ácido	61,00	15,25	0,48	28,50	7,13	0,39	37,20	9,30	0,25	-	-	-
Condensado pH ácido	41,50	10,38	0,33	69,00	17,25	0,94	34,20	8,55	0,23	-	-	-
Condensado pH ácido	63,50	15,88	0,50	76,50	19,13	1,04	55,00	13,75	0,36	-	-	-
Média	231,35	57,84	1,82	47,14	11,79	0,64	80,07	20,02	0,53	-	-	-
Desvio Padrão	199,69	49,92	1,57	27,71	6,93	0,38	65,04	16,26	0,43	-	-	-

Tabela III-10 Qualidade do efluente condensado referente coleta de 950 mL (equivalente a 95% da amostra inicial de lixiviado bruto pH 7,9 e pH 4)

Identificação do Lixiviado	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Condensado pH normal	279,45	55,89	1,76	84,00	16,80	0,91	88,00	17,60	0,47	99,45	19,89	1,34
Condensado pH normal	287,80	57,56	1,81	28,00	5,60	0,30	32,00	6,40	0,17	93,12	18,62	1,25
Condensado pH normal	391,45	78,29	2,47	56,00	11,20	0,61	21,00	4,20	0,11	86,79	17,36	1,17
Média	319,56	63,91	2,01	56,00	11,20	0,61	47,00	9,40	0,25	93,12	18,62	1,25
Desvio Padrão	62,40	12,48	0,39	28,00	5,60	0,30	35,93	7,19	0,19	6,33	1,27	0,09
Condensado pH ácido	809,15	161,83	5,10	318,86	63,77	3,47	710,00	142,00	3,76	-	-	-
Condensado pH ácido	517,99	103,60	3,26	253,12	50,62	2,75	620,00	124,00	3,28	-	-	-
Condensado pH ácido	612,23	122,45	3,86	252,00	50,40	2,74	700,00	140,00	3,70	-	-	-
Média	646,46	129,29	4,07	274,66	54,93	2,99	676,67	135,33	3,58	-	-	-
Desvio Padrão	148,57	29,71	0,94	38,28	7,66	0,42	49,33	9,87	0,26	-	-	-

Tabela III-11 Qualidade do efluente concentrado referente volume de 500 mL (equivalente a evaporação de 50% da amostra de lixiviado bruto pH 7,9 e pH 4)

Identificação do Lixiviado	pH	DQO mg.L ⁻¹	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %			
Concentrado	normal	9.219	4.610	145	10	5	0	6.300	3.150	83	2.034	1.017	68
Concentrado	normal	12.811	6.406	202	41	20	1	9.400	4.700	124	3.019	1.510	102
Concentrado	normal	13.736	6.868	216	18	9	0	19.000	9.500	251	2.162	1.081	73
Média		11.92											
		2	5.961	188	23	11	1	11.567	5.783	153	2.405	1.203	81
Desvio Padrão		2.386	1.193	38	16	8	0	6.621	3.311	88	536	268	18
Concentrado	pH ácido	4.416	2.208	70	4.700	2.350	128	5.620	2.810	74	-	-	-
Concentrado	pH ácido	4.875	2.438	77	4.820	2.410	131	5.670	2.835	75	-	-	-
Concentrado	pH ácido	5.750	2.875	91	4.890	2.445	133	5.810	2.905	77	-	-	-
Média		5.014	2.507	79	4.803	2.402	131	5.700	2.850	75	-	-	-
Desvio Padrão		678	339	11	96	48	3	98	49	1	-	-	-

Tabela III-12 Qualidade do efluente concentrado referente volume de 750 mL (equivalente a evaporação de 75% da amostra de lixiviado bruto pH 7,9 e pH 4)

Identificação do Lixiviado	pH	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Concentrado normal	pH	12.314	3.078	97	16	4	0	12.000	3.000	79	3.084	771	52
Concentrado normal	pH	22.085	5.521	174	43	11	1	29.000	7.250	192	4.475	1.19	75
Concentrado normal	pH	27.507	6.877	217	36	9	0	36.000	9.000	238	7.996	1.999	135
Média		20.635	5.159	163	32	8	0	25.667	6.417	170	5.185	1.296	87
Desvio Padrão		7.700	1.925	61	14	4	0	12.342	3.086	82	2.532	633	43
Concentrado ácido	pH	8.000	2.000	63	5.200	1.300	71	7.280	1.820	48	-	-	-
Concentrado ácido	pH	5.711	1.428	45	4.770	1.193	65	8.200	2.050	54	-	-	-
Concentrado ácido	pH	12.600	3.150	99	5.480	1.370	74	7.340	1.835	49	-	-	-
Média		8.770	2.193	69	5.150	1.288	70	7.607	1.902	50	-	-	-
Desvio Padrão		3.509	877	28	358	89	5	515	129	3	-	-	-

Tabela III-13 Qualidade do efluente concentrado referente volume de 950 mL (equivalente a evaporação de 95% da amostra de lixiviado bruto pH 7,9 e pH 4)

Identificação do Lixiviado	pH	DQO mg.L ⁻¹	DQO mg	DQO %	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg	N-NH ₃ %	Cl ⁻ mg.L ⁻¹	Cl ⁻ mg	Cl ⁻ %	COT mg.L ⁻¹	COT mg	COT %
Concentrado normal	pH	50.714	2.536	80	50	3	0	120.000	6.000	159	26.530	1.327	89
Concentrado normal	pH	66.251	3.313	104	56	3	0	-	-	-	-	-	-
Concentrado normal	pH	91.849	4.592	145	49	2	0	-	-	-	-	-	-
Média		69.604	3.480	110	52	3	0	120.000	6.000	159	26.530	1.327	89
Desvio Padrão		20.772	1.039	33	4	0	0	-	-	-	-	-	-
Concentrado ácido	pH	38.723	1.936	61	1.932	97	5	56.000	2.800	74	-	-	-
Concentrado ácido	pH	38.676	1.934	61	560	28	2	59.000	2.950	78	-	-	-
Concentrado ácido	pH	19.805	990	31	234	12	1	46.000	2.300	61	-	-	-
Média		32.401	1.620	51	909	45	2	53.667	2.683	71	-	-	-
Desvio Padrão		10.909	545	17	901	45	2	6.807	340	9	-	-	-

APÊNDICE IV

Tabela IV-1 Resumo da aplicação de Testes Não Paramétrico de Mann-Whitney para comparação de médias entre valores de DQO em pH 7,9 e pH 4

Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
10%	DQO (pH 4,0)	9	6,89	62,00	17,000	62,000	-2,075	0,38
10%	DQO (pH 7,9)	9	12,11	109,00				
Total		18						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
25%	DQO (pH 4,0)	9	7,44	67,00	22,000	67,000	-1,634	0,102
25%	DQO (pH 7,9)	9	11,56	104,00				
Total		18						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
50%	DQO (pH 4,0)	9	9,33	84,00	39,000	84,000	-0,132	0,895
50%	DQO (pH 7,9)	9	9,67	87,00				
Total		18						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
75%	DQO (pH 4,0)	6	8,17	49,00	8,000	29,000	-1,601	0,109
75%	DQO (pH 7,9)	6	4,83	29,00				
Total		12						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
95%	DQO (pH 4,0)	3	5	15,00	0,000	6,000	-1,964	0,05
95%	DQO (pH 7,9)	3	2	6,00				
Total		6						

(*) Significância de 5% (Se $p \leq 0,05$ rejeita-se a hipótese H_0 de que os valores médios das variáveis são iguais, ou seja, as diferenças são consideradas significati

Tabela IV-2 Resumo da aplicação de Testes Não Paramétrico de Mann-Whitney para comparação de médias entre valores de NH_3 em pH 7,5 pH 4

Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	p(*)
10%	NH_3 (pH 4,0)	9	5,00	45,00	0,000	45,000	-3,576	0,0001
10%	NH_3 (pH 7,9)	9	14,00	126,00				
	Total	18						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	p(*)
25%	NH_3 (pH 4,0)	9	5,00	45,00	0,000	45,000	-3,58	0,0001
25%	NH_3 (pH 7,9)	9	14,00	126,00				
	Total	18						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	p(*)
50%	NH_3 (pH 4,0)	9	5,00	45,00	0,000	45,000	-3,584	0,0001
50%	NH_3 (pH 7,9)	9	14,00	126,00				
	Total	18						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	p(*)
75%	NH_3 (pH 4,0)	6	4,25	25,50	4,500	25,500	-2,181	0,029
75%	NH_3 (pH 7,9)	6	8,75	52,50				
	Total	12						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	p(*)
95%	NH_3 (pH 4,0)	3	5,00	15,00	0,000	6,000	-1,964	0,05
95%	NH_3 (pH 7,9)	3	2,00	6,00				
	Total	6						

(*) Significância de 5% (Se $p \leq 0,05$ rejeita-se a hipótese H_0 de que os valores médios das variáveis são iguais, ou seja, as diferenças são consideradas significativas)

Tabela IV-2 Resumo da aplicação de Testes Não Paramétrico de Mann-Whitney para comparação de médias entre valores de Cl^- em pH 7,9 e pH 4,0

Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
10%	Cl^- (pH 4,0)	5	3,00	15,00	0,000	15,000	-3,003	0,003
10%	Cl^- (pH 7,9)	9	10,00	90,00				
Total		14						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
25%	Cl^- (pH 4,0)	4	2,50	10,00	0,000	10,000	-2,789	0,005
25%	Cl^- (pH 7,9)	9	9,00	81,00				
Total		13						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
50%	Cl^- (pH 4,0)	5	7,80	39,00	6,000	27,000	-1,651	0,099
50%	Cl^- (pH 7,9)	6	4,50	27,00				
Total		11						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
75%	Cl^- (pH 4,0)	6	9,50	57,00	0,000	21,000	-2,882	0,004
75%	Cl^- (pH 7,9)	6	3,50	21,00				
Total		12						
Razão Evap.	Variáveis Independentes	n	Média Rank	Soma dos Ranks	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P ^(*)
95%	Cl^- (pH 4,0)	3	5,00	15,00	0,000	6,000	-1,964	0,05
95%	Cl^- (pH 7,9)	3	2,00	6,00				
Total		6						

(*) Significância de 5% (Se $p \leq 0,05$ rejeita-se a hipótese H_0 de que os valores médios das variáveis são iguais, ou seja, as diferenças são consideradas significativas)